

## FOLYÓVÍZI VEGETÁCIÓTÉRKÉPEZÉSI MÓDSZER AZ EU VÍZ KERETIRÁNYELVÉNEK TÜKRÉBEN

FALUSI ESZTER, PENKSZA KÁROLY

Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék  
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1. e-mail: falusi.eszter@kti.szie.hu

**Kulcsszavak:** makrofiton, szakaszterképezés, vízi vegetáció, Kohler-módszer, monitoring

**Összefoglalás:** Az Európai Unió Víz Keretirányelvében rögzített víztestek ökológiai állapotának kezdeti értékeléséhez kapcsolódóan számos módszer látott napvilágot. Az aktuális állapot első felmérése mellett az irányelv további célja a terület monitoringja és a változások folyamatos figyelése. Ezért is merül fel a kérdés, hogy azok a módszerek, amelyek kiértékelése során legtöbbször egyetlen értéket kapunk elegendő információt hordoznak-e az ökológiai állapot nyomon követéséhez, és kimutatják-e az apró változásokat is. Jelen munkánkban a folyóvizek makrofita vegetációjának lehetséges vizsgálati módszerét mutatjuk be.

### Bevezetés

Szembe kell néznünk a ténnyel, hogy környezetünk megújulási képessége véges. Egyre növekszik a környezeti elemek és az élő természet védelme felé forduló nemzetközi egyezmények száma, hiszen ha a jövő generációk számára szeretnénk megőrizni a természeti erőforrásokat, lépnünk kell. Az Európai Unió (EU) Víz Keretirányelve (2000/60/EK) is hasonló elgondolásból született meg. Az irányelv a tagállamok vízkészleteinek védelmét és az egységes vízgyűjtő területre vonatkozó vízgazdálkodást is rögzíti. Az egységes szemlélet mellett cél, hogy az EU területén a felszíni és felszín alatti vizek „jó állapotban” legyenek, ezen belül meghatározza a folyóvizek „jó ökológiai állapotának” – mesterséges víztestek esetében „jó ökológiai potenciáljának” – követelményeit. A víztestek állapotának folyamatos nyomon követése pedig minden tagállam feladata. Természetesen a komplex szemlélet a fizikai, a kémiai és a biológiai komponensek együttes vizsgálatát követeli meg. Jelen munkánkban egy olyan módszert mutatunk be, amely alkalmas a folyóvizek biológiai elemei közé tartozó makrofiton (szemmel jól látható vízínövény) felmérésére és hosszú távú monitoringjára.

### Történeti áttekintés

A vízi növényzet jelenléte vagy hiánya, mennyisége és állapota tükrözi a körülötte végbemenő változásokat, folyamatos megfigyelésük nélkülözhetetlen a folyóvizek minőségi viszonyainak feltárásához és minőségi változásainak hosszú távú nyomon követéséhez. A tisztán botanikai vizsgálatok mellett más szakterületek is sok figyelmet szentelnek vízi növényzetre. Nem véletlen tehát, hogy a Kohler-módszer (KÖHLER 1978) alkalmasságát és alkalmazásának korlátait algológiai kutatásokhoz kapcsolódóan HÁZI és SIPOS (1998) vizsgálták. Tapasztalataik szerint a vegetációkutatásban elterjedten használt BRAUN-BLANQUET módszerrel (1951) vizsgált minta kvadrátokban felvett és összegzett borítási értékek teljes felülethez való viszonyítása után kapott összborítás a valóságosnál sokkal

kisebb érték lett. Okként a vízben nehezebben mérhető távolságot és a kvadrát kijelölésének körülményes technikai hátterét adták meg, mert az apróbbnak nevezett távolság becslési hibák nagy mértékű eltéréshez vezettek, noha többszöri ellenőrzést és viszonyító méréseket is végeztek (HÁZI és SIPOS 1998). A Kohler-módszerrel végzett méréseknél már nem konkrét %-os borítási értékeket kapunk, hanem a fajok és a vízfolyás teljes hínárnövényzetének egymáshoz viszonyított gyakoriságáról és mennyiségéről nyerünk adatokat. A Kohler-módszer használatával viszont HÁZI és SIPOS kiküszöbölte a többszöri mérés és becslés okozta hibahalmazódást. Véleményünk szerint a Kohler-módszerrel végzett kutatómunka mindenképpen időigényes, mivel nem pusztán mintaterületek alapján következtetünk az egész vízfolyás vegetációjának viszonyaira, azonban az így kapott információ pontosabb.

A keretirányelv értelmében a vízi vegetáció állapotfelmérését a víztestek folyamatos monitoringja követi, ami a makrofiton esetében 3 évenként zajlik (VKI 2000). A Friedberger Au síkságon (Németország) 1972 óta folyó hosszú távú monitoring során a Kohler-módszer (KOHLER 1978) bizonyította alkalmasságát. Négy vízfolyáson 4–5 évente azonos szakaszbeosztással zajlottak a felmérések. Az eltelt idő alatt sikerült nyomon követni a vegetáció regenerálódását egy szennyvíztelep bezárása után (KOHLER et al. 1989, VEIT et al. 1997). Svédországban is hasonló vizsgálatok folynak (SONNTAG et al. 1999, 2000). Eredményeik alapján elmondható, hogy a 3 éves vizsgálati periódus reálisnak mondható.

A Kohler-módszer első hazai alkalmazására 1990-ben az IAD program (Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung) keretében a Duna váci szakaszának felmérésekor került sor (RÁTH 1994). Az IAD makrofita munkacsoportját 1988-ban alapították, és jelenlegi céljai közé tartozik a Multifunctional Integrated Study Danube: Corridor and Catchment program keretein belül a „Duna korridor” vízi vegetációjának első egységes számszerűsített leírása és az VKI-ben rögzített ökológiai állapot referencia feltételeinek meghatározása, valamint a statisztikai feldolgozáshoz szükséges, a tagországok által hozzáférhető adatbázis felállítása (WEB 1). Szintén a Kohler-módszert alkalmazták a Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Rt. (VITUKI Rt.) vezetésével folyó Tisza Projektben is, ahol integrált hidrológiai eszközök és modellek használatával és kifejlesztésével segítik elő a Tisza vízgyűjtőjében található ökológiai értékek megőrzését (WEB 2). A Kohler-módszert Magyarországon több ízben használták és használják (pl. SIPOS et al. 2003) a folyóvizek vegetációjának felmérésekor.

### A vizsgálati módszerek

A korábbi fejezetben tárgyalt okokból kifolyólag a makrofita kutatásokhoz szükséges egy kifejezetten vízi élőhelyekre kidolgozott módszer. A Kohler-módszerrel végzett terepi felmérés megfelel a vonatkozó európai szabványnak (MSZ EN 14184:2004). A makrofita térképezés előnye, hogy az egyes fajok jól láthatók, és terepi meghatározásuk viszonylag könnyű. Azonban a víz paramétereinek változásakor a reakcióidejük hosszú, így bizonyos szinten korlátozottan hasznosíthatók a vízminőség jelzésére. Hosszú távú felméréseknél viszont segítségükkel jól modellezhető a vízminőség éves-évtizedes változása.

### Terepi felmérés

A terepi munka során a folyásiránnyal szemben haladunk, ellenkező esetben a felzavart vízben nem látjuk már a következő lépésünket sem. A felmérés során mellig érő vízhatlan halászciszma viselése ajánlott. A túl mély vagy hínárral sűrűn benőtt szakaszokon a partról benyúlva mérjük fel a vegetációt. Mélyebb, illetve széles vízfolyásokon gumicsónakból készíthetjük el a felvételeket.

A felmérés során nem részterületek alapján következtetünk a vízfolyás hínárnövényeinek tömegviszonyaira, hanem a vízfolyást szakaszokra osztjuk. A folyóvizeken felvett szakaszok határait a körülbelül azonos ökológiai viszonyok határozzák meg. A szakaszhatárokat célszerű mind a térképen mind a valóságban könnyen megtalálható pontokhoz kötni, persze az ökológiai paraméterek elsőbbséget élveznek. Ebből adódóan érdemes szembevetni a határokat kijelölni, pl. hidak, gátak, jellemző folyókanyarulatok, a vízfolyást keresztező felső vezetékek. Ezek a pontok igen ritkán változnak, így kétséget kizáróan lehet rájuk hosszú távú munkát alapozni, hiszen a következő méréskor még azok számára is könnyen megtalálhatóak, akik az egységek kijelölésekor nem voltak jelen. A vizsgált terület felmérésének pontosításához a még rövidebb szakaszokhoz járulhatnak hozzá, így a kisebb egységek változásait is érzékelni tudjuk.

Az egyes szakaszok bejárásakor az adott szakaszon előforduló szabad szemmel jól látható növény (hydrofita, amfifita, helofita) mennyiségét egyenként egy 1–5-ig terjedő skálán megbecsüljük (1-nagyon ritka, 2-ritkán előforduló, 3-elterjedt, 4-gyakori, 5-tömeges). Az egyes szakaszokon belül a környezeti, ökológiai tényezőket és a meder paramétereit is rögzítjük pl.: folyószélesség, vízmélység, árnyékoltság, zavarosság, áramlás erőssége, mederalkotó kőzet, parti vegetáció, területhasznosítás a környező földken.

### Kiértékelés

Minden számítás alapjául MELZER (1988) feltevése szolgál, miszerint a becsült növény-mennyiség és a valódi növény-mennyiség közötti kapcsolat nem lineáris, hanem  $F(y) = x^3$  összefüggéssel írható le. A függvény figyelembe veszi azt, hogy a felmérésben térbeli kiterjedéssel rendelkező növénytársulásokról van szó (VERT et al. 1997). Az adatok feldolgozása során többféle mutatót számolunk ki. A helyes értelmezés érdekében a mutatók számításakor csupán a hydrofitákat, az amfifitákat, a mohákat és a *Charales* fajokat vesszük figyelembe.

**A relatív elterjedési hossz** (Relative Arealänge,  $L_r$ ) megadja, hogy a térképezett szakaszok hány százalékában van jelen az adott növényfaj (PALL és JANAUER 1995, KOHLER és JANAUER 1995).

$$L_r [\%] = \frac{\sum_{k=1}^n L_k}{L_{ges}} * 100$$

$L_r$  = relatív elterjedési hossz

$L_k$  = az előfordulási szakaszok hossza

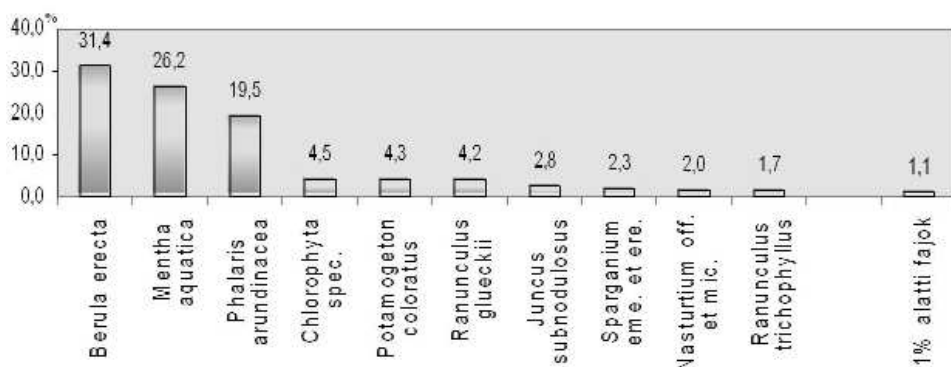
$L_{ges}$  = az összes térképezett szakasz hossza

$n$  = előfordulási szakaszok száma

**A relatív növény mennyiség** (Relative Pflanzenmenge, RPM) megmutatja, hogy a vizsgált terület teljes növénytömegéből hány %-ot képvisel az adott növényfaj (1. ábra) (PALL és JANAUER 1995, KOHLER és JANAUER 1995).

$$\text{RPM} [\%] = \frac{\sum_{i=1}^n (M_i^3 \cdot L_i) \cdot 100}{\sum_{j=1}^k \left( \sum_{i=1}^n (M_{ji}^3 \cdot L_i) \right)}$$

RPM = bizonyos faj relatív mennyisége  
 $M_i$  = a faj 'i' szakaszra becsült értéke  
 $L_i$  = az 'i' szakasz hossza  
 $j$  = növényfajra jellemző állandó



1. ábra Példa az RPM grafikonos ábrázolására

Figure 1. An example for the grafical representation of RPM

**Az átlagos mennyiségi indexek** (Mittleren Mengenindizes, MMT, MMO) arról adnak felvilágosítást, hogy a megfigyelt területen milyen az egyes fajok megoszlása (2. ábra). MMT (total, teljes) esetében minden vizsgált szakaszt összevonnak, és a teljes területre vonatkoztatva vizsgáljuk a megoszlást, MMO (occurrence, előfordulás) esetén csak azokat a szakaszokat vesszük figyelembe, amelyekben a növény előfordul. Ebből adódóan MMO nagyobb, mint MMT. Extrém esetekben lehet egyenlő a két érték, ekkor a teljes térképezett vízfolyásban tömegesen elterjedt fajról beszélhetünk (PALL és JANAUER 1995, KOHLER és JANAUER 1995).

$$\text{MMT} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (M_i^3 \cdot L_i)}{L}} \quad \text{MMO} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (M_i^3 \cdot L_i)}{\sum_{i=1}^n L_i}}$$

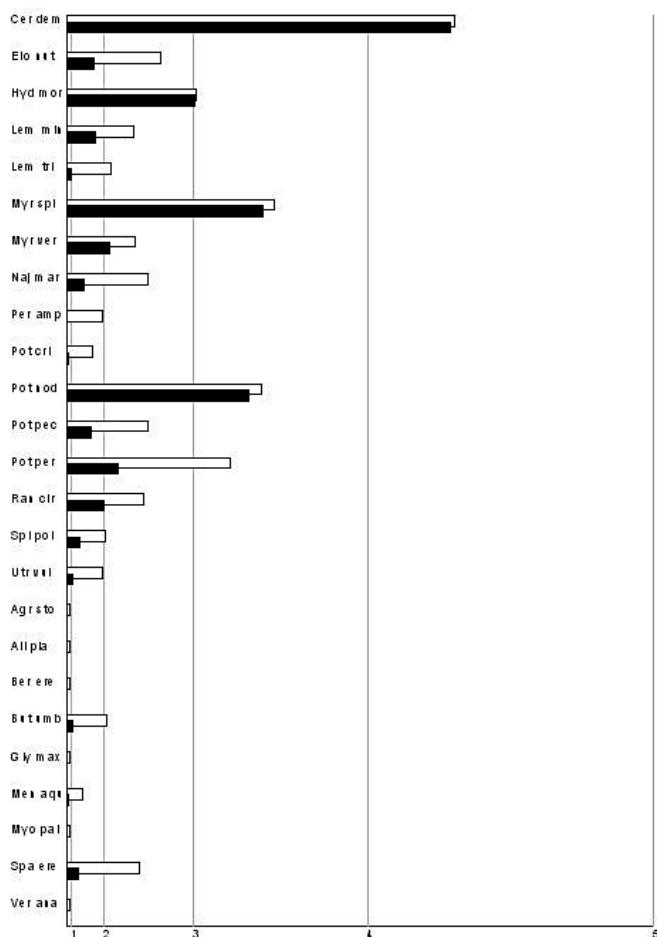
MMT = átlagos mennyiségi index minden szakaszra nézve

MMO = átlagos mennyiségi index az előfordulási szakaszokra nézve

$M_i$  = a növény mennyisége az 'i' szakaszban

$L_i$  = az előfordulás szakaszának (i) hossza

$L$  = teljes hossz



2. ábra Példa az átlagos mennyiségi indexek (MMT/fekete, MMO/fehér) ábrázolására

Figure 2. An example for the Mean Mass Indexes (MMT/ balck, MMO/white)

Három esetet határozhatunk el MMT/ MMO kiértékelésekor: az első esetben MMT és MMO egyaránt magas érték: a faj a folyó nagy részén jelen van, és előfordulási helyein tömeges állományt alkot. Ha MMO szignifikánsan nagyobb érték, mint MMT, akkor pontszerű elterjedésű fajról van szó. Amennyiben ennél az estnél MMO magas értéket is képvisel, pontszerű elterjedési területein tömeges állományt mutathatunk ki. Ha mindkét érték alacsony nem számottevő faj sem elterjedésében sem egyedszámában.

A két átlagos mennyiségi indexből (MMO/ MMT) továbbá megtudhatjuk egy faj elterjedési állandóját ( $d$ ). Az érték nem ad felvilágosítást a faj mennyiségi viszonyairól, pusztán az elterjedését mutatja. Értéke 0 és 1 közé esik, például ha  $d=0,5$ , akkor körülbelül a folyó térképezett szakaszainak felében megtalálható az adott faj.

$$d = \frac{MMT^3}{MMO^3}$$

A jegyzőkönyv becsült értékei alapján elkészíthetjük a vízfolyások **elterjedési-diagramjait**. A diagram egyben tartalmazza a vízfolyás teljes fajlistáját és a sorokban vízszintesen haladva megtudhatjuk, mely szakaszokban fordul elő és milyen értékkel az adott faj. Az egyes cellák arányosak a szakaszok valószínű hosszával, így realisabb képet alkothatunk. Az ábrán a nem térképezett szakaszokat 'n'-nel jelöltük (3. ábra)

A folyóvizekben előforduló növényeket különböző osztályokba sorolhatjuk külön-

A szakasz száma		650 11	450 10	300 9	125 8	375 7	600 6	275 5a	225 5	825 4	150 3b	225 3a	125 3	375 2	250 1
A szakasz hossza															
<i>Caltha palustris</i>	Hyd				n										
<i>Elodea Canadensis</i>	Hyd				n										
<i>Potamogeton coloratus</i>	Hyd				n										
<i>Ranunculus glutieckii</i>	Hyd				n										
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	Hyd				n										
<i>Agrostis stolonifera</i>	Amp				n										
<i>Berula erecta</i>	Amp				n										
<i>Juncus subnodulosus</i>	Amp				n										
<i>Mentha aquatica</i>	Amp				n										
<i>Myosotis scorpioides</i>	Amp				n										
<i>Phalaris arundinacea</i>	Amp				n										

3. ábra Egy elterjedési diagram részlete  
Figure 3. Fragment of a distribution diagram

böző tulajdonságaik és jelző értékük alapján. Az így kialakított csoportok segítségével a vízfolyást ökológiai zónákra tagoljuk. A Kohler és munkatársai által használt elkülönítés mögött hosszas kutatómunka, számos vízminőség vizsgálat és vegetációtérképezés is áll (GLÄNZER et al. 1977). Hazai viszonylatban a hazai kategóriák használata javasolt.

A több évet, évtizedet felölelő kutatások esetében követelmény a kutatási területek pontos meghatározása és a felmérés megismételhetősége. A harmadik igen sarkalatos pont az adatok számszerűsíthetősége és statisztikai feldolgozása. A Kohler-módszerrel végzett vizsgálataink és más kutatócsoportok eredményei alapján elmondható, hogy a módszer megfelel a támasztott követelményeknek, így a széles körű adatszolgáltatás mellett a monitoring vizsgálat lehetőségét is megteremti. Hosszú távú felmérések esetén nagy gondot kell fordítani az azonos módszer használata mellett a folyóban történt változásokra. A különböző vizsgálati évek eredményei között nagy eltérések adódhatnak a vízrendezésből, más jellegű mérőeszközök használatból adódóan. A kutatási idő folyamán főleg emberi beavatkozások hatására a különböző szakaszok hossza, és a térképezett szakaszok összességének a hossza megváltozhat. Ezért a változásokat jelezni kell és minden esetben meg kell vizsgálni, hogy a változás milyen mértékben befolyásolta az adatok vizsgálati évek összehasonlíthatóságát. Eltérések lehetnek a különböző időszakban végzett felmérések miatt is, így a vizsgálatot az év meghatározott időszakára kell

ütemezni. Ezen túlmenően az adott év időjárási paramétereit is figyelembe kell vennünk. Vannak különösen hínáros és hínárszegény évek, aminek sokféle magyarázata lehetséges: pl. vízállás, hőmérséklet. Tehát maga a módszer használata nem elegendő a pontos állapotok felmérésére, minden esetben bővebb információkkal is ki kell egészíteni a jelentést. Fontos kiemelni, hogy a tárgyalt vegetációtérképezési módszer használata nem függ a térképezést végző személyétől. A mi esetünkben a becslés lehet ilyen szempontból érdekes, mivel igen szubjektív módon határozzuk meg az egyes növények előfordulásának értékeit. A gyakorlat is alátámasztja azt az elgondolást, hogy az emberek igen nagy százaléka egy 1–5-ig terjedő skálán ugyanúgy, elhanyagolható hibával becsüli meg ugyanazt a mennyiséget.

A makrofiton mennyiségi és minőségi monitoringjának gyors, megbízható elvégzése mellett a terepi jegyzőkönyv kiter az egyes szakaszok környezeti paramétereire is. Statisztikai módszerekkel számtalan információhoz juthatunk az egyes fajok ökológiai igényeit tekintve. Tehát kimutathatók a folyószakaszok fizikai paramétereit és a fajok előfordulása, illetve mennyisége közötti összefüggések.

#### Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a stuttgarti Hohenheim Egyetem Táj- és Növényökológiai Tanszékének, Prof. Dr. Alexander Kohlernek és Uwe Veitnak, valamint Dr. Sipos Virág Katalinnak a szakmai segítséget, és az Szent István Egyetem RET 2005 (RET-12/05) pályázatának a támogatást.

#### Irodalom

- BRAUN-BLANQUET J. 1951: Pflanzensociologie. Grundlage der Vegetationskunde 2. Aml. Wien.
- GLÄNZER U., HABER W., KOHLER A. 1977: Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Makrophyten. Arch. Hydrobiol. 79: 193–232.
- HÁZI J., SIPOS K. 1998: Kísérletek a hínárnövényzet mennyiségi viszonyainak becslésére. Hidrológiai Közl. 78: 379–380.
- KOHLER A. 1978: Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft+Stadt 10: 23–85.
- KOHLER A., WARNEK. L., ZELTNER G.-H. 1989: Veränderungen von Flora und Vegetation in kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au von 1972 bis 1987. Arch. Hydrobiol. 83: 407–451.
- KOHLER A., JANAUER G. A. 1995: Zur Methodik der Untersuchungen von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: STEINBERG CH., BERNHARDT H., KLAPER H. (szerk.): Handbuch angewandte Limnologie. Ecomed-Verlag. pp. 22–24.
- MELZER A. 1988: Die Gewässerbeurteilung bayerischer Seen mit Hilfe makrophytischer Wasserpflanzen. In: Gefährdung und Schutz von Gewässern. Tagung über Umweltforschung an der Universität Hohenheim. Ulmer Verlag, Stuttgart. pp. 105–116.
- MSZ EN 14184:2004. Vízminőség. Útmutató a folyóvizek vízi makrofitáinak felméréséhez. (Water quality. Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running waters). 14 p.
- PALL K., JANAUER G. A. 1995. Die Makrophytenvegetation von Flußstauen am Beispiel der Donau zwischen Fluß-km 2552,0 und 2511,8 in der Bundesrepublik Deutschland. Arch. Hydrobiol. 101: 91–109.
- RÁTH B. 1994 Botanische Aufnahme der Wassermakrophytenbestände mit Kohler-Methode im ungarischen Donauabschnitt bei Vác (Stromkm 1670–1697) 30. Arbeitstagung der IAD, Schweiz, pp. 245–247.
- SIPOS V.K., KOHLER A., KÖDER M., JANAUER G.A. 2003: Macrophyte vegetation of Danube canals in Kiskun-ság (Hungary) Arch. Hydrobiol. 147: 143–166.
- SONNTAG E., POZZI D., PENKSZA K., ZELTNER G. H., BJÖRK S., KOHLER A. 1999: Macrophyten-Vegetation und Standorte im eutrophen Kävlinge-Fluß (Skåne, Südschweden). Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim. 9: 1–113.

- SONNTAG E., POZZI D., PENKSZA K., ZELTNER G. H., BJÖRK S., KOHLER A. 2000: Macrophyten-Vegetation und Standqualität im eutrophen Björka-Kävlinge-Fluß (Skåne, Südschweden). *Limnologica* 30: 281–298.
- VEIT U., ZELTNER G.-H., KOHLER A. 1997: Die Makrophyten – Vegetation des Fließgewässersystems der Friedberger Au (bei Augsburg) – Ihre Entwicklung von 1972 bis 1996. Ber. Inst. Landschafts Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Stuttgart.
- VKI 2000: Az Európai Parlament és a Tanács 2000. október 23-i 2000/60/EK Irányelve az európai közösségi intézkedések kereteinek meghatározásáról a víz politika területén, Az Európai Közösség Hivatalos Lapja.
- Web 1: [www.midcc.at](http://www.midcc.at)
- Web 2: [www.tiszariver.com](http://www.tiszariver.com)

VEGETATION SURVEY METHOD IN RUNNING WATERS  
CONNECTED WITH THE EU WATER FRAMEWORK DIRECTIVE

E. FALUSI, K. PENKSZA

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,  
Department of Landscape Ecology  
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1. email: [falusi.eszter@kti.szie.hu](mailto:falusi.eszter@kti.szie.hu)

**Keywords:** makrophytes, unit mapping, aquatic vegetation, Kohler-method, monitoring

Various methods have been developed for the initial assessment of the ecological status of water bodies according to the EU Water Framework Directive. Besides this first evaluation of their actual state one further aim of the Directive is the surveillance monitoring, a permanent observation of current developments. Therefore the question arises if these methods which mainly provide the result of their assessments as one single value also provide enough information to follow the development of the ecological status and reflect subtle changes. In this paper this topic is investigated with presentation of a surveying method of the macrophytic vegetation in a system of running waters.



## A VÁCI-LIGET VÍZRENDSZERÉNEK ÖKOLÓGIAI PROBLÉMÁI ÉS REHABILITÁCIÓS LEHETŐSÉGEI

CSEREKLYE E. KRISZTINA

Szent István Egyetem, Környezetgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék  
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: csereklye.k@freemail.hu

**Kulcsszavak:** ártér, Duna, forrás, mocsár, patak, tó, vízrendszer

**Összefoglalás:** A vizsgált terület, a Váci-Liget vízrendszere, Pest megyében, Vác város belterületének déli határán helyezkedik el. Az összefoglaló fő célja, hogy bemutassa a jelenlegi ökológiai problémákat és az elkészített tanulmányokat, amelynek segítséget nyújthatnak a területek rehabilitációs tervének megvalósításában. A terület különös jelentős, hogy ebben a kis térségben a vizes területek reprezentánsainak olyan széles spektrumával találkozunk, amely magában foglalja a hazai víztípusok jelentős részét: forrás, patak, tó, mocsár és folyó. Az elemzések alapján körvonalazódnak azok a problémák, amelyek nem csak a Váci-Liget vízrendszerét, hanem más egyedi területeit is érintik (tájesztétika, kultúrtörténet).

### Bevezetés

Egykor a Duna mindkét partján ligeterdők húzódtak, természetes ökológiai folyosót biztosítva az ott élő, illetve átvonuló, kóborló fajoknak. Mára ez a hálózat erősen sérült egyes területeken – partszakaszok teljes beépítettsége folytán – elemei elvesztek. A megmaradt helyeken nagyrészt idegen fajok uralkodnak (ILLYÉS 2005), egyfelől az emberi beavatkozások, másfelől a más kontinensről származó növényfajok betelepülése révén (BAKÓ et al. 2002).

Az árterek léte a víztől függ, melyből szakaszosan egyszer hiány máskor, pedig többet adódik. A természetes ingadozáshoz az ott élő fajok alkalmazkodtak. A Dunán azonban az utóbbi években hirtelen jelentek meg óriási víztömegek, amelyek gyors lefutású árvizek formájában jelentkeztek (SOMLYÓDI 2002). Ez a megnövekedett víztömeg, a bősi vízerőmű szlovákiai tározóinak leeresztéséből származik a vízgyűjtőkről érkezett csapadék függvényében (BAKÓ et al. 2002, DÖVÉNYI et al. 2002). Ezzel az ártéri fajok sok esetben „nem tudnak mit kezdeni” ezért is tapasztalható például egyes – földön vagy annak közelében fészkelő – madárfajok megritkulása. A vízborítás hirtelen változásait a növényzet is nehezen viseli: a tartós vízborítás a növényzet kipusztulásához vezet.

A partokat a természetvédelem elvei szerint közvetlenül (pl. beépítéssel) lehet hasznosítani. A helyenként – több száz métert vastagságot elérő kavicsréteg – az egyik legjobb minőségű ivóvizet biztosítja (URBANITÁS 2004a, 2004b).

A környezetszennyezés hatására, mind nehezebb a természetes állapot fenntartása és visszaállítása, melynek kezelésekor tekintetbe kell venni a társadalom, elsősorban a helyi lakosság igényeit (ARADI et al. 1999).

A vizsgált Váci-Liget vízrendszerének területe, Pest megyében, Vác város belterületének déli határán helyezkedik el. A Váci-Ligetben található vízrendszer bemutatásával és rehabilitációs javaslataival az a célom, hogy az itt található értékes élőhelyek pontos feltárására és megvédésére rávilágítsak. Munkámban, a Váci-Liget vízrendszerét területi egységekre bontva vizsgálom és a részterületek különböző ökológiai problémái alapján vázolom fel a rehabilitációs lehetőségeket.

## A vizsgált területek

A Váci-Liget vízrendszerének részei: a források, a Ligeti-tó, a Gombás-patak, az ártéri mocsarak és a Duna (1. ábra).



1. ábra A vizsgált terület a Váci-Ligetben  
Figure 1. In Grove of Vác the investigated area

A Váci-Liget vízrendszer jelentős pontjai a források, mely közül kettőnek (Szemvíz-forrás és Mária-forrás) már évszázadokkal ezelőtt is gyógyerőt tulajdonított a néphit. A zarándokok különösen a szembetegségek gyógyításában vélték hatásosnak a Szemvíz-forrást, de ide jártak messzi vidékről mindenféle bajaikkal a gyógyulni vágyók is (KARCSÚ 1886, SÁPI 1983, BÁNHIDI 1998).

A vízrendszerének további része a Ligeti-tó – egykori nevén Derecske-tó (KARCSÚ 1886) –, mely a csapadék és az időszakos árvizek által feltöltött Gombás-patak – egykori nevén Csörög-víz (KARCSÚ 1886) – vizét fogadta és a felesleges vizét a Dunába vezette, valamint a Liget vízrendszerének szerves részét képezi az ártéri mocsarak és a Duna part területe.

Alábbiakban látható, a Váci-Liget vízrendszerébe számos esetben beavatkoztak az elmúlt 2-300 évben (HORVÁTH 1998):

- 1734: Befejezik a Források melletti Hétkápolna építését,
- 1836: A területen felépítik a „Nemzeti Lövöldöző Ház”-at,
- 1887: A tó mellett korcsolyacsarnokot építenek,
- 1890: Befejezik a Liget parkosítását,
- 1938: Rendezik a Források melletti kápolna környékét, lépcsőket építenek, a tó partjára vendéglőt, a Duna parton strandot és csónakkölszönyt építenek,
- 1957: Elkészül a Liget északi felén a Stadion,
- 1972–1974: Sarkantyút építenek a Dunán, a köztes területet feltöltik, alattab szennyvíztisztítót építenek,
- 1978: A Ligeti-tó mai jellegének kialakítása, vízszint emelése,
- 1983: A tó kotrása és a park feltöltése,
- 1989: Az ártéri erdő ledózerolása, terület feltöltése.

A felsorolásból látszik, hogy milyen változásokon ment keresztül a Váci-Liget térsége. Mindezekből megállapítható, ahhoz hogy az élővilág ilyen állapotban és gazdaságban fent tudott maradni, intenzíven változó környezetben, – közvetlen a város szélén – azt mindenek előtt mozaikos refugium területeinek fennmaradásának köszönheti. Az élővilág szempontjából különös jelentőségű az a további körülmény, hogy ebben a kis térségben a vizes területek reprezentánsainak olyan széles spektrumával találkozunk, amely magában foglalja a hazai víztípusok jelentős részét: forrás, mocsár, tó, patak és folyó. Ezek a biotópokra szerveződő életközösségek, ökoszisztémák a beavatkozások következtében átalakultak, funkciójuk erősen csonkult, jelentős részük megsemmisült. Ilyen például a forrásöv élővilága, a keményfás liget (ILLYÉS 2005). Mégis a vizsgálatok azt mutatják, hogy a térség élővilága, életközösségei funkcionális szintig rehabilitálhatóak, egységes funkcionális rendszere helyreállítható (BÍRÓ 2000, 2001, URBANITÁS 2004).

### A kutatások története

A Váci-Liget vízrendszerének ökológia problémájával és a lehetséges rehabilitációjával több tanulmány foglalkozott az elmúlt évtized alatt. Készült olyan munka, amely adatokat szolgáltat a Liget vízrendszerének problémáihoz (BÍRÓ 2000, 2001, BÍRÓ et al. 2002, SZILÁGYI 1992, URBANITÁS 2004, VÁCI POLGÁRMESTERI HIVATAL 2005), de készült olyan tanulmány is, ahol a Liget vízrendszerének a problémái és a rehabilitációjának lehetőségei kerültek előtérbe (ILLYÉS 2005, HORVÁTH 1998, 1999).

A tervezetekben felhasznált vizsgálati adatsorok jelentős részét az ENVICOM és a Közép Duna-völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség bocsátotta ki.

Az ENVICOM vizsgálati tanulmányának nem volt célja, a térség élővilágának felmérése, ezért a kérdéskört csak annyiban érinti, amennyiben a fajok társulások és életközösségek valamilyen szempontjából lényegesek a vizsgált terület szempontjából. A területen élő állat- és növényfajokról, a Göncöl alapítvány készített részletes tanulmányt (BAKÓ et al. 2002, RÉTI 1997).

A Váci-Liget vízrendszerének morfológiai és ökológiai működés alapján is eltérő elemei meghatározzák a víztér kölcsönhatásait. A vizsgálatok során kimutatták, hogy az elért ökoszisztémák kölcsönhatásai és biocönózisai, illetve azok egymáshoz viszonyított anyagcsere folyamatai úgy mennyiségben, mint minőségben is eltérnek (ILLYÉS 2005). A mérések a forrásoktól indulva a vízfolyást követve történtek, azzal a szándékkal, hogy a víz fontosabb paramétereinek változásait végig lehessen követni.

A vizsgálatok értékelésénél gondot jelent, hogy a mintavételek a vegetációs perióduson kívüli időszakokra esnek, amikor az élővilág aktivitása már lecsendesedett, így ezt a körülményt további vizsgálatokkal pótolni kell, mielőtt végleges következtetésre jutnánk. A rendelkezésre álló mérések összegzésével megállapítható, hogy a Váci-Liget vízrendszerének egyes pontjain, a természetes ökológiai folyamatokat károsító komponensek nagyobb mennyiségben vannak jelen (HORVÁTH 1999).

### A Váci-Liget részterületei

#### Források

A Ligeti-tavat és a mellettük húzódó mocsaras sávot a Hétkápolna dombjának alján fakadó 15–20 időszakos forrás táplálja. Egyes források kifolyóinál kis forrásláp foltok alakultak ki.

A vízgyűjtő területen fellépő természetes, de még inkább antropogén hatások következtében, rendkívüli mértékben megnőtt a nitrát és foszfor származékok koncentrációja, ami önmagában súlyos csapást jelent a forrás érzékeny élővilágára. A forrásvizet többen fogyasztják, azonban a Göncöl Alapítvány mérési adatai szerint, egyik komponens esetében sem haladja meg – ivóvíz minőségi szabvány szerint – a „kívánatos” vízminőségi kategória határértékét (BAKÓ et al. 2002, RÉTI 1997).

A műtrágya használat nagymértékű csökkentése következtében, a nitrát terhelésnek a vízgyűjtőn csökkennie kellett volna. Mivel ez nem következett be így valószínű, hogy a szennyezés egy közelebbi, intenzív szennyező forrásból ered (HORVÁTH 1999). E problémakör tisztázása és rehabilitációja még további vizsgálatokat igényel (ILLYÉS 2005).

A források vizének gyűjtésére kialakítandó lagúna fenntartásához szükséges az időszakos kotrás és a megkotort iszap elhelyezése a rehabilitált mocsár területén (VÁCI POLGÁRMESTERI HIVATAL 2005).

#### A Ligeti-tó

A tó vízrendszere alapvetően két helyről táplálkozik, az egyik a vízgyűjtő területről beszivárgó, illetve a felszíni lefolyásként jelentkező csapadék, a másik, pedig a fakadó forrásokból kiinduló patakok vízhozama. A tó vízmérlegéből arra is lehet következtetni, hogy magában a tóban esetleg források találhatók. Vízminőség szempontjából, ha nagymértékben szennyezett forrásvizek vannak jelen, azok igen jelentős mértékben terhelhetik a tórendszert.

Az elkészített vizsgálatok alapján megállapítható, hogy az aránylag kis víztérben a halfauna összetétele nem kedvező. Betelepítésüket követően a tófenék feltúrása következtében a víztér zavarossá, opálossá válik, szerves anyag tartalma, oxigén igénye nö-

vekszik jelentős eltolódásokat okoznak az anyagcsere ciklusokban, mindezek ismeretében a rehabilitáció kidolgozása esetén a halfauna összetételére, és méretére különös hangsúlyt kell fordítani.

Szükséges a vízminőség monitorozása és a vízszint szabályozása (BÍRÓ 2000), növényevő halak eltávolítása (ILLYÉS 2005) és az adottságoknak megfelelő önszabályozó ökoszisztéma kialakítása (HORVÁTH 1998).

A tó területén épített zsilip- és mederrendszer segítségével két irányban lehet végezni a víz kormányzását és az áramoltatását. A szabályozott vízszint kívánt magasságát, mindig a vízrendszer legjobb ökológiai állapotának eléréséhez kellene igazítani (ILLYÉS 2005).

## Gombás-patak

Vác város közigazgatási területén keresztülfolyó Gombás-patakba három csapadécsatorna és a Forte gyár vezeti bele a csapadékokat, illetve a tisztított szennyvizeket. A bevezető csatornák közül kettő vízminőségét évente kétszer méri a Környezetvédelmi Felügyelőség. A mérések alapján évente változó összegű csatornabírságot vet ki az önkormányzat a patakot szennyező gyárra, melynek mihamarabb a legminimálisabbra kellene csökkentenie a szennyezést (BÍRÓ 2002).

A Göncöl Alapítvány, mely „örökbe fogadta” a Gombás-patakat, időnként a patak teljes hosszában vizsgálja a víz minőségét (DUKAY 2000).

A kilencvenes években az adatokból arra a következtetésre jutottak, hogy az egyes kémiai összetevők mennyisége eléri, esetenként túllépi az előírásokban feltüntetett, tűrhető határértéket (SZILÁGYI 1992, 1994, RÉTI 1997).

A Pagony Táj- és Kertépítész Iroda – együttműködésben a Göncöl Alapítvánnyal – kidolgozott egy ökológiai fejlesztési koncepciót, melynek előzményei:

1. A Gombás-patak környezeti állapota régebben Rádtól, a patak dunai torkolatáig mindenhol többszörösen meghaladta, az erősen szennyezett víz (V. osztály) határértékét. Az ammóniakoncentráció a Stadionnál beömlő csapadécsatorna hatására ugrás-szerűen megnőtt.
2. A szennyezett vizekre jellemző vezetőképesség és az igen magas összes keménység csökkenő tendenciát mutatott; a pH-érték változása elenyésző, mindvégig semleges-hez közeli volt.

Az utóbbi években mért komponensek közül a nitrátion koncentrációja emelendő ki, mert már a város feletti mérőponton, meghaladja az erősen szennyezett víz határértékét, sőt a torkolathoz közeli pontokon a határértéknél rendszeresen 3–4-szer magasabb az értéke (HORVÁTH 1998).

A nitrit mennyisége alapján is gyakran a szennyezett kategóriába sorolandó a Gombás-patak vize, sőt júliustól már állandóan az erősen szennyezett vízre jellemzőek az adatok, azt megelőzően viszont tűrhető, közepes a vízminőség a nitrit tekintetében.

Az ammóniumion koncentrációja csak a torkolatközi mérőpontokon éri el a tűrhető (közepes) határértéket, egyébként alig mérhető mennyiségben van jelen a patakvízben (ILLYÉS 2005).

A Duna-Dráva Cement Kft. váci gyárának hűtővize, a száraz patakmeder torkolatánál mérve viszonylag magas hőmérsékletű és nitráttal szennyezett, egyéb komponensek-

kel, alig terhelt. Ugyanezen hűtővíz vízminősége a Közép-Duna-Völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség szakvéleménye szerint megfelel a vonatkozó rendeletben foglaltaknak.

A Gombás-patak szennyezettsége jelentős mértékben csökkenti az élővilág gazdagságát és mielőbbi rehabilitációjára van szükség (BÍRÓ 2002, ILLYÉS 2005).

A Gombás-patak mentén megtalálhatók a természetes vízgyűjtő árkok, melyek évszázadok alatt alakultak ki. Ezek feladata az időszakos esőzések vizének gyűjtése és szállítása. Az utóbbi években sajnos több esetben ezeket szeméttel töltötték fel (BÍRÓ 2002), ebből adódóan fontos lenne ezeknek a rendbehozatala.

### **Ártéri mocsarak**

A terület kis mélységű hiányos parti növényzetű benőtt lápos vidék. Ennek következtében mikroklimáját nehezebben tudja megőrizni, így a párologtatás intenzitása és a vízvesztése nagyobb. Javasolt beavatkozás lenne, kotrással olyan feltételek létrehozása, amelyek a mocsárban élő egyes növényeknek optimális feltételeket biztosítanak (HORVÁTH 1999).

Az ártéri mocsarak területén ajánlott őshonos fajok megőrzése, vízellátás biztosítása, minél kevesebb beavatkozással (HORVÁTH 1998).

A Gombás-patak torkolatánál kialakult lápos, eutrophizálódott területet a Göncöl Alapítvány, természetes élőhelyek bemutató területét alakította ki, ahol több száz méteres vízre épített sétányon figyelhető meg a mocsári élővilág (BAKÓ et al. 2002). Azonban a sétány déli része az elmúlt években balesetveszélyessé vált és felújításra szorul.

A folyamszabályozás miatt a váci szakaszra is építettek sarkantyúkat, melyek mögött a part feltöltődik, elmocsarasodik. A feltöltődő part mentén galériaerdők húzódnak, melyek sokszor benyúlnak a már-már szárazföldre töltődött szigetekhez (SIMON 2000, SZILÁGYI 1994).

### **Duna part**

A város területén található természetes vízfolyás és csapadécsatorna a Dunába torkollik. A Duna város menti szakasza 9,4 km hosszú. A folyam vízminősége az elmúlt években javult (BÍRÓ 2002).

A kikötők (hajókikötő, kompikötő, cement- és kavicskikötő) a Duna szennyezésének potenciális forrásai (URBANITAS 2004). Vízminőségi vizsgálatok alapján, a Duna a váci szakaszon (2004-ben, MSZ 12749 szerint):

- az oxigénháztartás tekintetében II. osztályú,
- a tápanyagháztartás tekintetében III. osztályú,
- mikrobiológia tekintetében IV. osztályú,
- mikro-szennyezők tekintetében III. osztályú,
- egyéb jellemzők tekintetében II. osztályú.

A terület védelmére, rehabilitációjára vonatkozó feladatok közé tartozik elsősorban, a természetes állapot megőrzése, part megkötése, a parti élővilág és az ökológiai folyosó szerepének megmentése (HORVÁTH 1998, ILLYÉS 2005, VÁCI POLGÁRMESTERI HIVATAL 2005).

### Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom, a PAGONY Táj- és Kertépítész Irodának, azon belül is dr. Illyés Zsuzsannának, továbbá Vác Város Polgármesteri Hivatal részéről édesapának, Csereklye Károlynak.

### Irodalom

- ARADI CS., DÉVAI GY., GYÓRI SZ., CSABAI Z., NAGY S. 1999: Különböző típusú vizek és vizes élőhelyek természetvédelmi kezelésének gyakorlati követelményei. Összefoglaló tanulmány a „Magyarország vízgazdálkodási Stratégiája az Ezredforduló után” c. MTA projekthez. Kézirat, Budapest.
- BAKÓ B., BERTY L., BREUER L., DUKAY I., HÁZI J., NEUMAYER É., PINTÉR B., SELMECZI K. Á., SZILÁGYI L. 2002: Vezető füzet a Váci Ártéri Tanösvényhez, Göncöl Alapítvány, Vác.
- BÁNHIDI L. 1998: Új váci kalauz. Kucsák Könyvkötészet és Nyomda, Vác.
- BÁNHIDI L. 2001: A XXI. század küszöbén: Vác. CEBA Kiadó, Budapest.
- BÍRÓ GY. 2000: Vác Város Városfejlesztési- és Környezetvédelmi állapotfelmérése.
- BÍRÓ GY. 2001: Vác Város Környezet- és Természetvédelmi koncepciója.
- BÍRÓ I., ARAGORN-ART BT. 2002: Váci Kistérség környezeti, illetve levegőtisztasági állapotának vizsgálata, 2002/000-604-01 számon nyilvántartott pályázat, Vác.
- DÖVÉNYI Z., HAJDÚ Z. 2002: A magyarországi Duna-völgy területfejlesztési kérdései I–II. kötet, MTA, Budapest.
- DUKAY I. 2000: Kézikönyv a kisvízfolyások komplex vizsgálatához. Göncöl Alapítvány, Vác.
- HORVÁTH B. 1998: A Váci-Ligeti-tó és környezetének ökológiai funkcióinak feltárása, rehabilitációs javaslata. Miskolc, 24: 4–20.
- HORVÁTH B. 1999: A Ligeti-tó vízrendszere vízminőségi és ökológiai állapot vizsgálata, Miskolc, 44: 4–44.
- ILLYÉS ZS., 2005: Váci-Liget természetvédelmi kezelési és rehabilitációs terve.
- KARCSÚ A. A. 1886: Vác Város Története, Mayer Sándor Könyvnyomdája, Vác.
- RÉTI M. 1997: Ártéri kalauz. Göncöl Alapítvány, Vác.
- SÁPI V. 1983: Vác története I–II. kötet. Kiadta a Pest Megyei Múzeum, Szentendre.
- SIMON T. 2000: A hazai edényes flórahatórója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SOMLYÓDI L. 2002: A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. MTA, Budapest.
- SZILÁGYI L. 1992: Ökológiai állapotfelmérés a váci Gombás-patakról és annak torkolati ártéréről. Göncöl Alapítvány, Vác.
- SZILÁGYI L. 1994: A váci ártéri erdő. Duna – Ipoly Nemzeti Örökség Park Program, Göncöl Alapítvány, Vác.
- URBANITÁS TERVEZŐ ÉS TANÁCSADÓ KFT. 2004a: Vác Város Építési Szabályzata és Szabályozási Terve.
- URBANITÁS TERVEZŐ ÉS TANÁCSADÓ KFT. 2004b: Vác Város Településszerkezeti Terve.
- VÁC POLGÁRMESTERI HIVATAL IRATTÁR 2005: Váci Polgármesteri Hivatal: A Váci-Liget Természetvédelmi kezelési és felújítási terv, Vác.

### ECOLOGICAL PROBLEMS OF THE WATER SYSTEM OF THE GROVE OF VÁC AND THE POSSIBILITIES OF THE REHABILITATION

E. KRISZTINA CSEREKLYE

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management  
H-2103 Gödöllő, Péter K. u. 1. e-mail: csereklye.k@freemail.hu

**Keywords:** floodplain, Danube, spring, marsh, stream, lake, water system

The examined area, the water system of the Grove of Vác is situated in Pest County, on the Southern boarder of the inner-city area of Vác. The main objective of my examinations is to present the existing ecological problems and referring to the prepared studies, plans, to compile the possibilities of the rehabilitation. Regarding to the ecosystem, it has a great importance that in this small place we can meet such a wide range of the representatives of the watered areas, which includes a significant part of different water types of our country: spring, stream, lake, marsh, floodplain and river. On the basis of analysis, those problems are outlined, which affect not only the water system of the Grove of Vác, but other fields also (landscape aesthetics, history of civilization).



## TÁJÖKOLÓGIAI-HIDROLÓGIAI TEREPI VIZSGÁLATI MÓDSZEREK ALKALMAZHATÓSÁGA A RÁKOS PATAK GÖDÖLLŐ-ISASZEGI TÓRENDSZER PÉLDÁJÁN (METODIKAI KÉRDÉSEK)

KOMÁROMINÉ KUCSÁK MÓNICA, BARDÓCZYNÉ SZÉKELY EMŐKE

Szent István Egyetem, Környezet és tájgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék  
2103, Gödöllő, Páter K.u.1. e-mail: szekelyemoke@gmail.com, kucsakmonika@citromail.hu

**Kulcsszavak:** Gödöllő-Isaszegi tórendszer, Rákos patak vízgyűjtő, tájökológiai vizsgálat, interdiszciplináris állapotfelvétel

**Összefoglalás:** A SzIE Tájökológia Tanszékének interdiszciplináris kutatócsoportja a Rákos patak vízgyűjtőjén elhelyezkedő, Gödöllő-Isaszeg elnevezésű tórendszer több szempontú, tájökológiai vizsgálatát kezdte meg 2006 első félévében. A mintavételi helyek kijelölésénél elsődleges szempont a tájökológiai szempontból azonos típusú mintaterületek kiválasztása volt. A vizsgálat középpontjában a terepi adatok általánosíthatóságának kérdése állott, különösen azért, mert az átmenetet jelentő 10 tó és mesterséges és természetes vízfolyásszakaszok is találhatók a vizsgálat tárgykörében. Jelen tanulmányban a tájökológiai egységek terepi tapasztalatok alapján történő lehatárolásának taglaljuk.

### Bevezetés

Napjainkban egyre nagyobb érdeklődés irányul a kis vízfolyások felé, ezt az EU Vízügyi Keret irányelvének gyakorlati feladatai is indokolják. A patakokhoz gyakran kapcsolódnak különböző célú tavak vagy tórendszerek, amelyek a patak egész ökológiai életére hatással vannak. Ezek lehetnek átfolyó vagy oldal-tározók, de általában mesterséges tavakról van szó, többnyire árvízvédelmi, horgász vagy rekreációs szerepet töltenek be. Egyedi tájértéket jelentenek, de a környezetvédelemben is van szerepük. A tavakban szennyeződés és tápanyagszaporodás is lehetnek, a tó iszaprétege szinte „lenyomata” a vízgyűjtőterület hajdani és jelenlegi szennyeződéseinek. A Gödöllő közigazgatási területén található 10 (más csoportosítás szerint 12) tóból álló Gödöllő-Isaszegi tórendszerre vonatkozó állapotfeltárásunk több tudományág, így a tájökológia számára is érdekes szakmai feladatot jelentett. Munkánk a továbbiakban ennek a feladatnak a pontosítását mutatja be, terepi tapasztalatok felhasználásával.

### A vizsgált terület problematikája

#### A mintavételi helyek kiválasztása

A természetföldrajzi lehatárolás érdekében célszerű a vízgyűjtőterület lehatárolásából kiindulni, így tettünk a Rákos patak esetében is. A patak 4 jól elkülöníthető, eltérő jellemű szakaszból áll:



- a forrástól a tavakba való befolyásig terjedő szakasz,
- a tórendszer területén átfolyó szakasz,
- a tavakat követő, Isaszegen áthaladó szakasz, amely a péceli vízmércénél zárul (a patak vízgyűjtő területének eddig terjedő része a Gödöllő-Monori dombsághoz tartozik, amit aztán a Pesti síkság záró szakasza követ),
- budapesti szakasz.

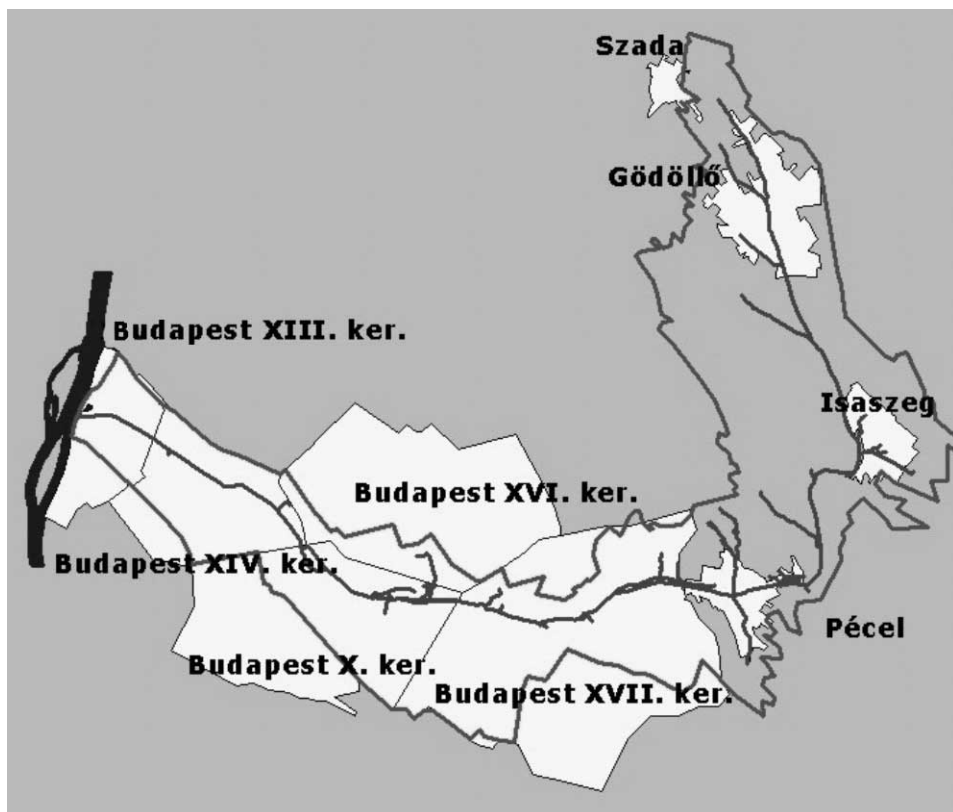
A vizsgált tórendszer befolyási mintavételi pontjaként a Gödöllő Alsó-parki bukót jelöltük meg, bár a közvetlen bevezetés pontjától kissé távolabb van. Azért választottuk ezt a pontot, mert itt a patak vízhozamára vonatkozóan hosszabb adatsor áll rendelkezésre, tehát vannak előzmények, és térképileg is jól azonosítható pontot képez. Az azonosítást illetően ugyanez vonatkozik a tavakat elhagyó patak kifolyási pontjaként kijelölt isaszegi vasúti híd alatti mintavételi pontra is. Mintavételi helyként összesen tehát az alábbiakat lehet kijelölni: 1-es számú tó előtti fentiekben már vázolt „befolyási” mintavételi pont, majd egymásután a 3-es, 7-es 9-es, illetve végül a 10-es jelű tavak kifolyásaként megjelölt pontokat, ahol az utolsó a korábban már vázolt híd alatti pont megjelölését jelenti.

### **A vizsgált minták**

A SZIE, MKK, KTI, Tájökológia Tanszéke több tudományág képviselőiből álló kutatócsoportja közös terepi bejáráson vette a mintákat, 2006 augusztusában. Célkitűzésünk volt, hogy a tájökológia elveinek felhasználásával a terepen érzük el, hogy „homogénnek tekinthető tájökológiai egységekből” vegyünk mintát (LESER 1991) és ellenőrizzük a terepen vett minták általánosíthatóságának mértékét, kijelölve a további kutatás irányát, esetleg változtatni a terep adottságait is figyelembe véve a kutatás mintavételi pontjain. Feltételeztük, hogy lesznek olyan helyek, ahol pl. 4 tóra elég egy minta, de olyan is lesz, ahol sűríteni kell a mintavételt, ennek a feltételezésnek az alapján terveztünk.

### **Egy konkrét mintaterület, mint a Rákos patak vízgyűjtőterülete**

A Gödöllő-Monori dombság területén eredő, útját a Pesti síkságon folytató Rákos patak mintegy 44 km-es hosszával meghatározó kis vízfolyása a gödöllői térségnek. „A Rákos-patak vízrendszerének 185 km<sup>2</sup> kiterjedésű vízgyűjtőjét (1. ábra) Pest megye (97 km<sup>2</sup>) és Budapest (88 km<sup>2</sup>) területén fekszik. A vízgyűjtőterület mai állapota jelentősen eltér az eredetileg ingoványos, mocsaras, nádas vidéktől. II. József uralkodása idején az 1785 körüli időkben végzett felmérések szerint hossza kb. 22%-kal volt több a mainál (PAULENKA 2006). Az egykor erősen kanyargós vízfolyás ma településeken, mezőgazdasági területeken halad át, trapéz szelvényű, egyenes vonalvezetésű hosszú szakaszon burkolt (kibetonozott) mederben (ÉHN 1994). A kibetonozott meder megakadályozza a kapcsolatot a folyó- és talajvíz, illetve patakmeder és a parti sáv között, ami a víz flórájának és faunájának diverzitás csökkenéséhez vezetett. A patak ökológiai értéke csökkent az utóbbi évtizedekben. A Rákos-patak hossza (44,3 km) nagy a vízgyűjtő területéhez képest. A patak átlagos szélessége 3,1 m. A Rákos-patak Gödöllő térségében ered, itt nagy az esése, innen kis esésű, széles, lapos völgyben folyik déli irányban



1. ábra A Rákospatak vízgyűjtője  
Figure 1. Rákospatak's catchment area

keresztelve Isaszeg belterületét, ahol jellegzetes, kettős kanyarulatán keresztül halad tovább, szintén déli irányban. Pécel külterületén a patak 90°-os fordulattal nyugat felé folyik tovább, majd Budapest belterületére érve kelet-nyugati irányban keresztezi a pesti városrészt, annak észak-keleti részén. A Rákospatak több ágból fakad a 345 m magas Margita-hegy aljában. A főágnak tekinthető keleti ág Gödöllőn diffúz mederforrás mezőként lépett felszínre, amit később fürdőmedencébe foglaltak (Blaha Lujza fürdő), e medence túlfolyása volt a Rákospatak. Gödöllőtől északnyugatra ered mintegy 3 km-re található egy másik oldalág, amely az „Úrrétje” tavat csapolja le (KÁROLYI 1991). A középső ág az M3-as autópálya és a Gödöllő-Vác utak kereszteződésénél ered, a valószínűleg azonban e területen a legcsapadékosabb időszakokban is gyakran száraz meder-maradványok láthatók csak (BÁLINT 1973). A nyugati ág (Kis-Rákospatak) Gödöllő Erzsébet parknál lép felszínre (MTA SZTAKI, GEOÖKOTERV 1997). A Rákospatak vízgyűjtőterülete sokszor csapadékhányos, ezért a patak általában vízhiánnyal küzd (ASZTALOS és HORVÁTH 1989). Az állítás azonban nem igaz, hogy a pataknak a tavakig sokszor egyáltalán nincs vízhozama, ezt bizonyítja az általunk rendszeresen mért, alsóparki vízállás adatsor. A vízállások mérése az OTKA T 042646 keretében történt, a 2006-os adatsor még nincs feldolgozva. A mellékletben szereplő 1. grafikon alap-

ján elmondható, hogy a cm-ben mért vízállások és a mintavételi alkalmak közti összefüggést mutatja. A 2003–2004. év igen kis vízellátottságú, a 2005 viszont már egész más tendenciát mutat. A Rákos fő ágának ha kicsi is, de mindig van természetes vízhozama, és az adott év vízellátottságától függ, milyen mértékben jut a tavakba.

## Terepi vizsgálatok

Vizsgálataink során az első kérdés az volt, hogy tájökológiailag jogos-e, hogy az 1–2-es tavat azonos típusúnak tekintve, ebből az egységből az 1. sz. tó mintáit tekintsük mértékadónak, ahogy ezt korábbi ismereteink alapján megítéltük. Az első 2 tó sorba kapcsolt, vagyis, a Rákos patak rajtuk keresztül folyik. Első közelítésben tekinthető egy homogén tájökológiai egységnek, amely több részből áll, ezt valamennyi vizsgált elem vizuális megítélése alátámasztotta. A 3. sz. tó, a második tájökológiai egység, hasonló típusú, de ez már az oldaltározós megoldás kezdete, a Rákos patak a itt a tavak mellett halad, ez az első olyan hely tehát, ahol a vízfolyás és a tó elválik. A 4–5–6–7–8–9. sz. tavak tájökológiailag egy egységet jelentenek. A 7. sz. tó régen „gépgyári tó” néven vált ismertté (KRUPPINÉ 2002) és a feltételezett, iszapban lévő szennyeződés miatt vettük be a látszólag ráadásként megjelenő mintát az első mintavételi körbe, egy kicsit már a környezetvédelmi elemzések felé tekintve, de meg kell jegyezni, hogy ez nem illeszkedik a tájökológiai vizsgálat logikájába.

A 9. sz. tó a gödöllői tósról utolsó tagja, amely még az árvízcsúcs- csökkentő, illetve horgásztóként használt mesterséges tavak közé tartozik, itt történt a harmadik tájökológiai egység mintavétele. A tavak utolsó tagjai az ún. „Tőzegbányatavak” tulajdonképpen az első a tényleges tóként felfogható nagyobb vízfelület, ez a 10. sz. tó, a másik kettő a nádasban megjelenő, tőzegbányászat útján keletkezett kisebb nyíltvízfelület, így ezt tekintetjük a negyedik tájökológiai egység mintavételre alkalmas pontjának. „Igazi” tőzegtónak tűnt már, nagy nádfelülettel körbevéve, a hínár, amely itt először jelent meg, valóságos térképet rajzolt a tavon. Ámde, már a talajminta vételénél látszott az építési törmelék is, az oxigénellátás nagyon ingadozó volt, a halállomány összetétele átlagos, a szaprobiológia, érdekes, de nem túl kedvező képet mutat. Utolsó mintavételi pontunk az isaszegi vasúti híd alatt a Rákos patak egy szakasza már burkolt parttal, erősen antropogén megjelenéssel, ezt tekinthetjük a tőrendszer kifolyási pontjának. Feltételezésünk szerint ez zárta le a negyedik tájökológiai vizsgálati egységet. Itt azonban a halfaunisztika világított rá feltételezésünk módosításának szükségességére. Nemcsak hogy nem volt szegényes a halfauna, de védett fajok is megjelentek, pl. vágócsík, a gerinctelen makrofauna is, bár részletes vizsgálat nem történt, arra utalt, hogy a víz a 10. sz. tó után ökológiailag jobb állapotba került. A 10 tóval egy egységnek vélt 11 és 12 tó önálló tájökológiai egységet képvisel, ez az ötödik egység, melynek komoly szerepe lehet az ökológiai állapot kedvezőbbé tételében. Itt került előtérbe az a feltételezés, hogy az első, második, harmadik tájökológiai egység erősen antropogén hatást tükröző horgásztó, erről az irányított mennyiségű növényzet, kézben tartott vízforgalom, betelepített halállomány stb. tanúskodik. Ez nem kritika, hiszen rekreációs tavakról van szó. Tájökológiai értelemben a 10. tó egy ökoton, átmeneti terület a tőzegbánya tavak és az épített tározók között. Az új vizsgálati egységként felvett 11–12. sz. tó a tőzegbányászat maradványa, amelyet akár rekultiválandónak is nevezhetnénk. Mi ezt nem javasolnánk, hiszen itt a

rekultivációt a természet elkezdte, csak segíteni kell a folyamatot.

#### Köszönetnyilvánítás

Köszöntük a Szent István Egyetemi RET 2005. (RET-12/05) pályázat támogatását.

#### Irodalom

- ASZTALOS I., HORVÁTH L. 1989: Gödöllő, a Rákos és a Galga-mente, Széchenyi Nyomda, Győr.
- BÁLINT G. 1973: Gödöllő éghajlata, Tudományos Értesítő 54., Agrártudományi Egyetem, Gödöllő.
- ÉHN J. 1994: Ajánlás és javaslatok a gödöllői horgásztavak hasznosítására vonatkozóan, VÍZ-INTER Mérnök-iroda Kft.
- KÁROLYI Cs. 1991: Műszaki leírás, Inercia Mérnök KFT, Budapest.
- KRUPPINÉ F. I. 2002: A környezetterhelés komplex értékelése a Gödöllő-Isaszeg közötti törengszerben. Szent István Egyetem, Gödöllő.
- LESER H 1991: Landschaftsökologie 3. Auflage UTB Stuttgart.
- MTA SZTAKI GEOÖKOTERV 1997: Környezeti állapotfelmérés és állapotértékelés a Rákos-patak medrére és árterületére. MTA SZTAKI Operációkutatási és Döntési Rendszerek Osztály, GEOÖKOTERV Környezetföldtani Kutató és Tervező KFT, Budapest.
- PAULENKA G. 2006: A gödöllői szennyvíztisztító telep működésének javítása, és hatása a Rákos-patakra. Diplomadolgozat, SziE Gödöllő.
- <http://earth.google.com/>
- <http://www.emla.hu/rakos>
- <http://www.godollo.hu>

#### APPLICABILITY OF THE FIELD RESEARCH METHODS OF LANDSCAPE ECOLOGY AND HIDROLOGY AT GÖDÖLLŐ-ISASZEG LAKE SYSTEM ON RÁKOS STREAM (METHODOLOGICAL MATTERS)

M. KOMÁROMINÉ KUCSÁK, E. BARDÓCZYNÉ SZÉKELY

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management  
H-2103 Gödöllő, Péter K. u. 1. e-mail: szekelyemoke@gmail.com, kucsakmonika@citromail.hu

**Keywords:** Gödöllő-Isaszegi lake-system, Rákos stream's catchment area, landscape ecology monitoring, interdisciplinary data of the conditions

In the first part of this year (2006) a group of research workers of the Dept. of Landscape Ecology (Szent István University) started to make an interdisciplinary landscape monitoring of Gödöllő-Isaszeg lake-system, that is placed in Rákos stream's catchment area. The field selection took to notice of the similarity type of landscape of the test sites. The main aim was the question of the generalization of field's data. In the present article we describe the questions of forming landscape ecological units based on field work.

SZÁRAZSÁGI VISZONYOK VÁLTOZÁSA  
FEKETEFENYVESEKBENCSERESNYÉS IMRE<sup>1</sup>, CSONTOS PÉTER<sup>2</sup><sup>1</sup>MTA Kémiai Kutatóközpont, Biomolekuláris Kémiai Intézet  
1025 Budapest, Pusztaszeri út 59–67., e-mail: cseresnyes.imre@freemail.hu<sup>2</sup>MTA-ELTE Elméleti Biológiai és Ökológiai Kutatócsoport,  
1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/C., e-mail: cspeter@ludens.elte.hu**Kulcsszavak:** Byram-Keetch szárazsági index, feketefenyő, kiszáradás, nedvességtartalom, tűavar, tűzveszély**Összefoglalás:** Hazánk területén több mint 150 éve folyó fenyvesítés számos természetvédelmi és gazdasági problémát vetett fel. Előbbiek közül meg kell említenünk az értékes dolomitflóra tönkretételét, utóbbiak közül pedig az egyre gyakrabban pusztító erdőtüzeket.

Egy-egy állomány tűzveszélyessége a benne felhalmozódott éghető szerves anyag mennyiségén és a fennálló meteorológiai tényezőkön kívül jelentősen függ a szárazsági viszonyoktól. Munkánk során meghatároztuk a felhalmozódott tűavar nedvességtartalmának időbeli változását. Ehhez 48 feketefenyő állományból gyűjtöttünk tűavart, majd nedvességtartalmukat súlyállandóságig történő szárítással és tömegméréssel állapítottuk meg. Csapadékadatok (OMSz) segítségével kiszámoltuk a mintavételeket megelőző csapadégmentes időszakok hosszát, majd a nedvességtartalmat az eső óta eltelt napok számának függvényében ábrázoltuk. Megállapítottuk, hogy a tűavar nedvességtartalma exponenciálisan csökken a csapadégmentes napok számának növekedésével.

A szárazsági viszonyok éves változását a Byram-Keetch szárazsági index (BKDI) segítségével vizsgáltuk, amely a talaj és az avar felső 200 mm-es rétegének mm-ekvivalensben kifejezett csapadékhiánya. A BKDI függ az utolsó nettó csapadék mennyiségétől és az azóta eltelt napok számától. A BKDI napi növekedése (azaz a kiszáradás üteme) a napi maximális hőmérsékletből és csapadékmennyiségből számítható.

A BKDI éves trendjének meghatározásához a Budapest-Lőrinc állomáson 1993–2002. között rögzített napi maximális hőmérsékleteket és csapadékmennyiségeket használtuk fel. Ezekből a 10 év minden napjára kiszámoltuk az index értékét, majd ezeket először évenként átlagoltuk. A BKDI éves átlaga 2000-ben volt a legmagasabb (48,9 mm-ekvivalens), azaz a 10 év közül ez tekinthető a legszárazabbnak. A legcsapadékosabb évek 1998. bizonyult, ekkor az átlagos BKDI 16,6 mm-ekvivalens volt. Meghatároztuk emellett a BKDI évi maximumának alakulását is. Az index legmagasabb értéke 119,5 mm-ekvivalens volt, melyet 2000. szeptember 1-jén mutatott.

A napi BKDI értékeket naptári dekádokként átlagoltuk, és éves változását mind a 10 évre meghatároztuk. Kiszámoltuk a 10 év alapján kapott átlagos dekádokénti értékeket is. Ebből megtudtuk, hogy a BKDI áprilistól kezd jelentősebben emelkedni, maximumát (72,8 mm-ekvivalens) augusztus utolsó harmadában éri el, majd folyamatos csökkenés után év végére 0 közelébe esik vissza. Tehát a szárazság szempontjából leginkább kritikus az augusztus-szeptemberi időszak. A napi maximum hőmérsékletek dekádokénti átlagolásából kiderült, hogy a legmelegebb időszak augusztus eleje (28,9 °C), tehát a vízvesztés ekkor a legintenzívebb. A kiszáradáshoz szükséges 10 °C-os, vagy annál magasabb napi maximum hőmérsékletekre pedig március közepe és november eleje között kell számítanunk.

## Bevezetés

Magyarországon több mint 70 000 hektár feketefenyves található, amely mintegy 4,2%-a hazai erdeinknek (SZABÓ 1997, TAMÁS 2001a). Az elmúlt másfél évszázad során telepített fenyvesek komoly természetvédelmi és gazdasági problémákat vetnek fel. Előbbiekhez sorolható a dolomitsziklagyepek gazdag flórájának elszegényítése, illetve lokális kipusztítása. Ennek fő okai az erős árnyékolás, a feketefenyő gyökerkonkurenciája és a nagy mennyiségben felhalmozódó gyantás tűavar (BÓDIS 1993, HORÁNSZKY 1996, JÁRÓ

1996, CSONTOS et al. 1998, CSERESNYÉS et al. 2003, TAMÁS 2003), amihez hozzájárul még a talaj felső rétegének elsavanyodása, illetve kémiai összetételének részleges megváltozása (JÁRÓ 1996, HALBRITTER et al. 2003, 2005). Emellett a tűavarból olyan anyagok is felszabadulnak, melyek bizonyos növényfajok csírázását és felújulását akadályozzák. Így az értékes sziklagyepek helyén teljesen záródott, *nudum*-típusú, monodomináns *Pinus nigra*-kultúrtársulás alakul ki (BORHIDI 1956, CSONTOS et al. 1996, HORÁNSZKY 1996).

Jelentős természetvédelmi probléma, hogy a feketefenyő magoncainak fejlődéséhez vékony talajréteg is elegendő, ezért képesek a gyepekben való megtelepedésre. Emiatt a dolomitra telepített állományok spontán terjedésnek indultak, és veszélyeztetik a még meglévő, védett gyepársulásokat is (MIHÓK 1999).

A legsúlyosabb gazdasági-természetvédelmi problémát a fenyveseinkben gyakran pusztító – és igen nagy károkat okozó – erdőtüzek jelentik (ZAMBÓ 1995, TAMÁS és CSONTOS 1995, 1998, TAMÁS 1997, 2001b).

Számos ökológiai rendszer fennmaradásában és megújulásában a tűz komoly szerepet tölt be (tulajdonképpen e rendszerek részének tekinthető), a boreális és szubalpin zónákban pedig olyan természetes jelenség, amely szükséges a fenyvesek stabilitásának és diverzitásának megőrzéséhez (BUSSAY 1995, LICHTMAN 1998, RICOTTA et al. 1998). Dendrokronológiai és egyéb módszerekkel több kontinensen kimutatták, hogy az emberi tájhasználattal párhuzamosan az erdőtüzek gyakorisága folyamatosan növekszik, ami túlzott mértékű behatást jelent a természetes és telepített állományokra, továbbá hatalmas környezeti és gazdasági károkat okoz (ZACKRISSON 1977, JOHNSON et al. 1990, MILLÁN et al. 1998, NIKLASSON & GRANSTRÖM 2000, HARTLEY 2002, PALIK et al. 2002). Hazánkban és más országokban elvégzett elemzések szerint az elmúlt néhány évtizedben bekövetkezett erdőtüzek 75–90%-át emberi felelőtlenség, vagy szándékos gyújtogatás okozta (JOHNSON & LARSEN 1991, GRANSTRÖM 1993, GELETA 1995, GHIMESSY 1995, VIEGAS et al. 1999).

Magyarország a meleg mérsékelt övben terül el, amely a mediterrán és a nedves szubtrópusi területek után erdőtüzek szempontjából a leginkább veszélyeztetett (TAMÁS 1997, 2001b).

Az állomány tűzveszélyességét két fő tényező határozza meg: a benne felhalmozódott éghető anyag mennyisége, valamint a meteorológiai tényezők, amelyek a felhalmozódott szerves anyag éghető állapotba jutásának folyamatát irányítják (BUSSAY 1995, VIEGAS 1998). Az erdei ökoszisztémákban található szerves anyag mennyisége többszörösen felülmúlja a nem erdei vegetációtípusokét (PRÉCSÉNYI 1971, MOLNÁR 1975), ezért az időszakosan csapadékszegény területek erdei fokozottan tűzveszélyesek. A természetes hazai lombos erdőkben számottevő avarfelhalmozódást nem tapasztalunk, mivel a lombavar maradéktalanul lebomlik (PAPP 1972). A tűavar eltérő kémiai összetételének köszönhetően jóval lassabban bomlik le, ezért akkumulációra hajlamos (JÁRÓ 1996, KAVVADIAS et al. 2001, CSERESNYÉS et al. 2003, CSERESNYÉS 2004).

Ez az oka annak, hogy a telepített feketefenyvesek nemcsak a területet korábban borító gyepeknél, hanem a hazai természetes erdőtípusoknál is sokszorosan tűzveszélyesebbek lehetnek. Eberhardt és Latham (2000) statisztikailag igazolta, hogy a fenyvesekben szignifikánsan gyakoribbak az erdőtüzek, mint a velük azonos klímájú lomberdőkben. Faszén- és pollen-analitikai vizsgálatokkal is kimutatták, hogy az utolsó jégkorszak óta eltelt 10 000 év során a fenyvesek elterjedésével párhuzamosan az erdőtüzek gyako-

risága növekedett (CLARK et al. 1996). A fenyvesek fokozott tűzveszélyességére utalnak az elmúlt években a Dunazug-hegységben bekövetkezett erdőtüzek is (TAMÁS 1997).

A meteorológiai tényezők a növényzet és az avar szárazságán keresztül jelentősen befolyásolják a tűzveszély mértékét. Többen kimutatták, hogy egy adott területen kapcsolat van a bekövetkező tüzek száma és a megelőző időszak során lehullott csapadék mennyisége között, tehát az átlagosnál szárazabb években gyakrabban pusztítanak erdőtüzek (VIEGAS et al. 1990, 1992, GRANSTRÖM 1993, SWETNAM 1993).

Ha az avar nedvességtartalma meghaladja a 20%-ot, a tüzesetek száma, valamint a leégett területek nagysága is jelentősen csökken (VIEGAS 1998). A nagy területeket érintő tüzesetek szinte mindig 10% alatti nedvességtartalomhoz kötődnek. Ha a nedvességtartalom 35-40% fölé emelkedik, a tűz terjedése megszűnik, és a tűz kialszik. Ez az ún. kioltási nedvességtartalom.

Az európai erdők a nyári és őszi hónapokban a legszárazabbak. Ráadásul ekkor a legnagyobb az antropogén tüzek gyakorisága is (elsősorban a turizmus, természetjárás és egyéb szabadtéri tevékenységek miatt). Magyarországon a július-szeptember közötti időszak tekinthető a legszárazabbnak (KAKAS 1960).

Munkánk során vizsgáltuk a feketefenyvesek talaján felhalmozódott tűavar nedvességtartalmának időbeli változását, kiszáradásának ütemét. Emellett meteorológiai adatok segítségével nyomon követtük, hogyan változnak a szárazsági viszonyok az év folyamán, azaz melyek az év leginkább tűzveszélyes időszakai.

## Anyag és módszer

A tűavar nedvességtartalmának meghatározásához 48 feketefenyves állományból vetünk mintát a Budai-hegységben és a Pilis délkeleti részén (1. táblázat). Ez a térség az átlagos évi talajnedvesség szempontjából az egyik legszárazabb a hazai hegy- és dombvidékek közül (DUNKEL et al. 1990).

1. táblázat A vizsgált feketefenyvesek helye, a mintavétel ideje, az utolsó csapadék óta eltelt idő, illetve a tűavar nedves- és száraztömege, valamint nedvességtartalma.

\* = A terület nincs erdőtagokra osztva.

Table 1. Localities of the studied *Pinus nigra* stands, sample date, days since last rain, wet and dry mass and moisture content of the needle litter.

\* = Area was not divided into forest management units.

Községhatár, erdőtag, erdőrészlet (földrajzi hely)	Mintavétel ideje	Eső óta eltelt napok száma	Avar nedves tömege (g)	Avar száraz tömege (g)	Avar nedvesség- tartalma (%)
Budakalász 8B (Ezüst-hegy)	2002.09.08	25	140	128	8,6
Budakalász 8B (Ezüst-hegy)	2002.09.08	25	231	209	9,5
Budakeszi 17E (Vadaspark)	2002.09.05	22	192	173	9,9
Budakeszi 17E (Vadaspark)	2002.09.05	22	132	112	15,2
Budakeszi 17E (Vadaspark)	2002.09.19	36	191	161	15,7
Budakeszi 17E (Vadaspark)	2002.09.19	36	174	153	12,1



*1. táblázat folytatása*  
*Contd. Table 1.*

<i>Községhatár, erdőtag, erdőrészlet (földrajzi hely)</i>	<i>Mintavétel ideje</i>	<i>Eső óta eltelt napok száma</i>	<i>Avar nedves tömege (g)</i>	<i>Avar száraz tömege (g)</i>	<i>Avar nedvesség- tartalma (%)</i>
Budakeszi 17E (Vadspark)	2002.10.21	4	624	269	56,9
Budakeszi 18D (Vadspark)	2002.09.10	27	116	103	11,2
Budakeszi 18D (Vadspark)	2002.09.10	27	177	167	5,6
Budakeszi 18D (Vadspark)	2002.09.11	28	142	131	7,7
Budakeszi 18D (Vadspark)	2002.09.11	28	218	198	9,2
Budakeszi 18D (Vadspark)	2002.09.29	4	1045	482	53,9
Budakeszi 18D (Vadspark)	2002.09.29	4	441	212	51,9
Budapest 19E (Látó-hegy)	2002.09.01	18	211	180	14,7
Budapest 19E (Látó-hegy)	2002.09.01	18	156	137	12,2
Budapest 19E (Látó-hegy)	2002.09.03	20	154	136	11,7
Budapest 19E (Látó-hegy)	2002.10.04	5	543	328	39,6
Budapest 19E (Látó-hegy)	2002.10.04	5	527	305	42,1
Budapest 21A (Látó-hegy)	2002.09.17	34	209	183	12,4
Budapest 21A (Látó-hegy)	2002.09.17	34	216	183	15,3
Budapest 21A (Látó-hegy)	2002.09.18	35	226	198	12,4
Budapest 21A (Látó-hegy)	2002.09.18	35	214	182	15,0
Nagykovácsi 6C (Zsíros-hegy)	2002.07.21	2	464	263	43,3
Páty 56C (Pihenőerdő)	2002.08.22	8	192	124	35,4
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	2002.07.18	1	307	158	48,5
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	2002.07.23	1	239	135	43,5
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	2002.07.23	1	225	118	47,6
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	2002.10.01	2	646	388	39,9
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	2002.10.01	2	418	243	41,9
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	2002.10.23	6	550	276	49,8
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	2002.08.27	13	156	112	28,2
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	2002.08.27	13	255	205	19,6
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	2002.08.29	15	243	172	29,2
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	2002.10.19	2	841	277	67,1
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	2002.10.19	2	551	197	64,2
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.05.01	17	1011	819	19,0
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.07.14	3	311	172	44,7
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.07.14	3	603	291	51,7
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.08.22	8	347	194	44,1
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.09.21	1	191	111	41,9
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.09.21	1	302	187	38,1
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.10.05	6	744	410	44,9
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.10.05	6	447	255	43,0
Pilisszentiván 15D (Zsíros-h.)	2002.08.23	9	325	198	39,1
Üröm 2B (Péter-hegy)	2002.09.12	29	157	147	6,4
Üröm 2B (Péter-hegy)	2002.09.14	31	147	129	12,2
Üröm 9B (Péter-hegy)	2002.09.12	29	203	168	17,2
Üröm 9B (Péter-hegy)	2002.09.14	31	153	132	13,7



Mintaterületenként 5 db 2×2 m<sup>2</sup>-es kvadrátot jelöltünk ki, majd ezekből összegyűjtöttük a tűavart. Az avar esetlegesen különböző nedvességtartalmú rétegeit alaposan átkevertük, és egy kb. 2–4 liter térfogatú részt különítettünk el belőle. Ezt – a vízvesztést megakadályozó – zárt fémdobozban laboratóriumba szállítottuk, majd tömegét 1 g-os pontossággal megmértük. Ezt követően a mintát, szárítószekrényben 70 °C-on súlyállandóságig szárítottuk. Hasonló szárítási hőmérsékletet (60–75 °C) többen is alkalmaztak munkájuk során (GARCÍA-PLÉ et al. 1995, PAUSAS 1997, FIORETTO et al. 1998, KAVVADIAS et al. 2001).

A kiszáritott részmintát szintén 1 g-os pontossággal újramértük, majd nedves- és száraztömege alapján kiszámítottuk nedvességtartalmát.

Az Országos Meteorológiai Szolgálat által kiadott Napi Időjárásjelentésekből kigyűjtöttük a Budapest-Lőrinc meteorológiai állomáson (N 47°25'45''; E 19°10'56''; 138 m; OMSZ) a vizsgálat évében (2002-ben) rögzített csapadékmennyiségeket napi lebontásban. Ennek alapján vizsgáltuk az összefüggést a tűavar nedvességtartalma és a csapadékmentes napok száma között.

Mivel a szárazság nehezen kvantifikálható, szükséges egy szisztematikus módszer, amellyel megbízhatóan jósolhatjuk e tényező változását, és ebből előre jelezhetjük a tűveszélyt. A szárazság alakulását a Byram-Keetch szárazsági index segítségével követjük nyomon.

A Byram-Keetch szárazsági indexszel kapcsolatos kérdéseket KEETCH és BYRAM (1968) eredeti munkája alapján ismertetjük. A továbbiakban az indexnek a szakirodalomban is elterjedt angol nyelvű rövidítését (BKDI = Byram-Keetch Drought Index) használjuk.

A felső talajréteg, valamint az ezt fedő avar nedvességtartalma fontos tényező a tüzek szempontjából. Amikor az éghető anyag szárazabb, a tűz mélyebb rétegeket is érint, az általa okozott kár nagyobb, a lángok megfékezése nehezebb és költségesebb. Igen nagy szárazság esetén a még élő növényi részek nedvességtartalma is jelentősen csökkenhet, ezáltal nő a pusztulás mértéke. Meg kell tudnunk állapítani, hogy a különböző szárazsági viszonyok esetén milyen mértékű tűzveszélyességgel számolhatunk.

A tűzőkológiában a szárazság egy folytonos kvantitatív változó, mely numerikus formában leírható. Értéke nullától (amikor a talaj és az avar vízzel telített) emelkedhet egy meghatározott maximális értékig; az emelkedés összefügg a víz hiányának mértékével a talajban, illetve az avarban.

KEETCH és BYRAM (1968) a szárazsági indexet úgy definiálja, mint az evapotranszspiráció és a csapadékhullás együttes hatásának számszerű kifejezését. A szárazsági index kvantitatív módon megadja a talajon lévő szerves anyag gyulladásának valószínűségét. (A szerzők maguk is kiemelik a BKDI fontosságát a fenyvesekkel kapcsolatban.)

A BKDI meghatározása a következőkön alapul:

- 1) A nedvesség elvesztésének (kiszáradásnak) a sebessége függ a területen lévő növényzet biomasszájától. Ugyanakkor a biomassza és az ezzel összefüggő párologtatási kapacitás az évi átlagos csapadékmennyiség függvénye.
- 2) A talajnedvesség-tartalom csökkenésének rátáját az evapotranszspirációs viszonyok szabják meg.
- 3) Minél nagyobb egy területen az átlagos évi csapadékösszeg, annál nagyobb a fitomassza mennyisége, és ezáltal az evapotranszspiráció mértéke. Következésképpen a

csapadékhiányos időszakokban a kiszáradás üteme is nagyobb.

- 4) A talaj és az avar víztartalmának időbeli csökkenése exponenciális függvénnyel írható le.
- 5) A talaj- és avarréteg együttes vastagsága, amelyben a szárazságot értelmezzük, 8 inch (200 mm). Ennek megválasztása ésszerűnek tűnik tűzőkológiai használat esetén.

Tehát a BKDI az avar- és a talajréteg felső 200 mm-ének mm-ekvivalensben kifejezett csapadékhiánya. Ha nincs vízhiány a talajban (a talaj víztelített), az index értéke 0, ha a talaj teljesen kiszáradt, értéke 200. Matematikailag a 200-as érték elérése végtelen időt igényel, ezért ilyen állapot a gyakorlatban nem fordulhat elő. Az elméleti maximumot a skála lezárásához használjuk.

A BKDI tehát exponenciális kiszáradási formulán alapul. Még vitatott, hogy pontosan miként írható le a talaj vízvesztésének folyamata, de legtöbbször az exponenciális formulát fogadják el (KEETCH és BYRAM 1968).

A BKDI és változása bármilyen átlagos évi csapadékmennyiség mellett kiszámítható. Minden csapadékmennyiség-intervallumra kialakítottak egy-egy BKDI számítási táblázatot. Mivel a csapadék-intervallumok eléggé szélesek, a megfelelő táblázat kiválasztásához elegendő a legközelebbi meteorológiai állomás adatait ismerni. Számunkra az 508–737 mm éves csapadékmennyiségre készült táblázat (2. táblázat) a megfelelő, mivel a Dunazug-hg. csapadékmennyiségei mindenütt e két érték közé esnek (KAKAS 1960).

A táblázat első oszlopában le kell olvasnunk a 2 m-es magasságban mért napi maximális hőmérsékletet. Bármely adott hőmérséklet esetén a BKDI aznapi értékét megkapjuk, ha előző napi értékéhez hozzáadjuk a táblázatban leolvasható napi növekményt. A napi növekedés mértéke függ az előző napi BKDI nagyságától (ez az első sorban olvasható le). Minél nagyobb a BKDI, annál kisebb mértékű növekedés történik egy adott maximális hőmérsékletű napon, ezért minden sorban balról jobbra haladva csökkenő tendenciát mutatnak a napi változások. A táblázat segítségével a BKDI változását napról-napra haladva meghatározhatjuk. Figyelembe kell vennünk, hogy a felvételezés kezdetén a BKDI értéke nagy valószínűséggel nem nulla. A nulla pont talán hetekkel vagy hónapokkal azelőtt lehetett, de az is előfordulhat, hogy a megelőző évben. Ennek megállapításához visszamenőleg meg kell keresni azt a napot, amikor a talaj feltételezhetően telítődött nedvességgel, majd ekkor nulláról indítva lehet a BKDI-t napról napra haladva felvenni. Ha a télen volt hótakaró, akkor a talaj telítődött állapotúnak tekinthető akkor, amikor a tavaszi hóolvasás befejeződik (a valóságban ez nem feltétlenül igaz, függhet a hó mennyiségétől és a megelőző időszak csapadékviszonyaitól). Amikor az adatok rögzítését hómentes területen vagy évben végezzük, vissza kell mennünk egy erősen csapadékos időszakra, amikor feltételezhetően elegendő csapadék hullott a talaj felső rétegének telítéséhez.

Amikor sikerült a startpontot meghatároznunk, akkor a BKDI meghatározása egy ismétlődő procedúrával történik napról napra. Ez két lépést foglal magába:

- 1) Ha az adott napon volt nettó csapadék, annak mm-ben kifejezett mennyiségét le kell vonni az előző napi BKDI-ből.
- 2) Növelni kell a BKDI nagyságát a táblázat megfelelő cellájában feltüntetett értékkel.

A lehullott (bruttó) csapadékból ki kell vonni 5 mm-t ahhoz, hogy a nettó csapadékot

2. táblázat A Byram-Keetch szárazsági index (BKDI) napi változása a napi maximum hőmérséklet és az előző napi BKDI függvényében, az 510–740 mm-es évi csapadékmennyiségű területeken, Keetch és Byram (1968) nyomán.

Table 2. Changes of Byram-Keetch Drought Index (BKDI) in function of daily maximum temperature and BKDI of preceding day, for geographic regions receiving yearly total rainfall between 510 and 740 mm

Napi max. hőmérséklet (°C)	Előző napi szárazsági index (vagy annak csapadékkal csökkentett értéke)															
	0–12	13–24	25–37	38–49	50–62	63–74	75–87	88–99	100–112	113–124	125–137	138–159	160–174	175–189	190–199	200
41,2<	7,5	7	6,5	6	5,5	5	4,5	4	3,5	3	2,75	2	1,25	0,75	0,25	0
39,5–41,1	6,25	6	5,5	5	4,75	4,25	4	3,5	3	2,75	2,25	1,75	1	0,5	0,25	0
37,9–39,4	5,5	5	4,75	4,5	4	3,75	3,25	3	2,75	2,25	2	1,5	0,75	0,5	0,25	0
36,2–37,8	4,75	4,25	4	3,75	3,5	3,25	2,75	2,5	2,25	2	1,75	1,25	0,75	0,5	0,25	0
34,5–36,1	4	3,75	3,5	3,25	3	2,75	2,5	2,25	2	1,75	1,5	1	0,75	0,25	0,25	0
32,9–34,4	3,5	3,25	3	2,75	2,5	2,25	2	1,75	1,75	1,5	1,25	1	0,5	0,25	0,25	0
31,2–32,8	3	2,75	2,5	2,25	2,25	2	1,75	1,5	1,5	1,25	1	0,75	0,5	0,25	0,25	0
29,5–31,1	2,5	2,25	2,25	2	1,75	1,75	1,5	1,25	1,25	1	1	0,75	0,5	0,25	0,25	0
27,9–29,4	2	2	1,75	1,75	1,5	1,5	1,25	1,25	1	1	0,75	0,5	0,25	0,25	0	0
26,2–27,8	1,75	1,75	1,5	1,5	1,25	1,25	1	1	0,75	0,75	0,75	0,5	0,25	0,25	0	0
24,5–26,1	1,5	1,25	1,25	1,25	1	1	1	0,75	0,75	0,5	0,5	0,5	0,25	0,25	0	0
22,9–24,4	1,25	1,25	1	1	1	0,75	0,75	0,75	0,5	0,5	0,5	0,25	0,25	0,25	0	0
21,2–22,8	1	1	1	0,75	0,75	0,75	0,5	0,5	0,5	0,5	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0
19,5–21,1	0,75	0,75	0,75	0,75	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0
17,9–19,4	0,75	0,75	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0	0
16,2–17,8	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0	0
14,5–16,1	0,5	0,5	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0	0	0
12,9–14,4	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0	0	0
11,2–12,8	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0	0	0	0
10,0–11,1	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0	0	0	0	0	0

megkapjuk. Körülbelül ez az a mennyiség, amely eljut az erdő talajára, mivel megközeleltően az első 5 mm-t a lombkorona visszatartja (intercepció). Ha a napi csapadékmennyiség nem haladja meg az 5 mm-t, a nap csapadékmentesnek számít, tehát az 1. lépést figyelmen kívül kell hagyni. Amennyiben egymást követő csapadékos napok vannak, akkor az 5 mm kivonást csak az első napon kell elvégezni. 10 °C-nál alacsonyabb napi maximum hőmérséklet alatt nem kell számolnunk a BKDI növekedésével.

Összefoglalva: a BKDI növekedésének feltétele, hogy ne legyen nettó csapadék, és a napi maximum hőmérséklet elérje a 10 °C-ot.

Átlagos hőmérsékleti viszonyú és csapadékeloszlású évben a BKDI egy jól meghatározható trend szerint változik. Hasonló lefutást kaphatunk, ha több év átlagértékét vesszük figyelembe. KEETCH és BYRAM (1968) az Egyesült Államok több klímaövében is elvégezte a BKDI évi változásának meghatározását 10 éves adatsorok felhasználásával. EBERHARDT és LATHAM (2000) 30 évre visszamenőleg kiszámította az index lefutását, és nyomon követte évi maximumainak változását. Az ilyen görbék felvétele igen fontos, mivel látható belőlük, hogy az év egy adott szakában milyen mértékű átlagos szárazsággal kell számolnunk, vagyis meghatározhatók az erdőtüzek szempontjából leginkább kritikus időszakok.

A BKDI évi változásának görbét elkészítettük a Dunazug-hg. területére, szintén Budapest-Lőrinc meteorológiai állomás adatai alapján. A Napi Időjárásjelentésekből gyűjtöttük az 1993–2002-ig terjedő időszak napi maximális hőmérsékleteit és csapadékmennyiségeit (a 10 év minden napjára külön-külön).

Mivel télen rendszerint vannak hótakarós időszakok (KAKAS 1960), és a napi maximális hőmérséklet is csak nagyon ritkán emelkedik 10 °C fölé (OMSZ 1993–2002), ezért a BKDI kiindulási értékét 1993. január 1-jén nullának tekintettük. Ezt követően a korábban leírt módon kiszámítottuk a BKDI értékét a 10 év minden napjára.

Először meghatároztuk minden évre a BKDI átlagát (a 365 db BKDI adat átlagolásával), így megtudtuk, hogy a 10 év közül melyik volt a legcsapadékosabb (legkisebb BKDI átlagú), illetve a legaszályosabb (legnagyobb BKDI átlagú).

A BKDI évi trendjének megállapításakor a napi adatokat dekádonként átlagoltuk, így minden évre 36 BKDI értéket kaptunk. A 10 év azonos dekádjait is átlagoltuk, így megkaptuk az 1993–2002. időszakra jellemző átlagos BKDI lefutást. Emellett külön felvettük a legaszályosabb, valamint a legcsapadékosabb évek görbéit. Így láthatóvá vált, milyen mértékű ingadozások vannak a szárazság évi változásában.

A 10 éves periódus átlaggörbéjéből következtethetünk arra, hogy az év mely időszakában kell leginkább számolnunk csapadékhíánnyal.

A napi maximális hőmérsékleteket is dekádonként átlagoltuk, ebből látható, hogy a különböző hónapokban milyen sebességű kiszáradás jellemző a csapadékmentes napokon.

### Eredmények és megvitatásuk

A gyűjtött tűavar-minták száraz- és nedvestömegét, nedvességtartalmát, valamint a mintavétel idejét és az utolsó nettó csapadék óta eltelt napok számát az 1. táblázat mutatja. A vizsgált tűavar-minták nedvességtartalma tág határok között változott. A legnagyobb nedvességtartalmú (67,1%) mintát a piliscsabai Vörös-hegyről gyűjtöttük be

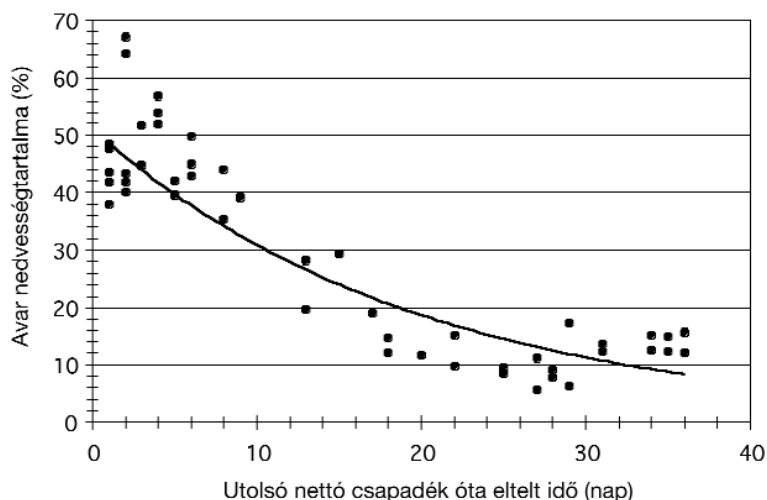
2002. október 19-én, 2 nappal egy csapadékos időszak után. A legkisebb nedvességtartalma (6,4%) avarfrakció az ürömi Péter-hegyen került mintavételezésre 2002. szeptember 12-én, mintegy 4 héttel az utolsó csapadék lehullását követően.

VIEGAS (1998) szerint tűzveszéllyel akkor kell számolnunk, ha az avar nedvességtartalma 20% alá csökken. A 48 mintavételi alkalom közül 23 esetben találtunk 20%-nál kisebb nedvességtartalmú avarat. Hét mintaterületen a gyűjtött frakciók nedvességtartalma 10% alatt volt, ez a nedvességtartalom már lehetővé teszi a nagy területet érintő, és nehezen megfékezhető tüzek kialakulását (VIEGAS 1998).

A tűavar nedvességtartalmát az utolsó nettó csapadék lehullása óta eltelt idő függvényében ábrázoltuk (1. ábra). Az eredmények alátámasztják a KEETCH és BYRAM (1968) által is használt exponenciális kiszáradási formula helyességét. A nedvességtartalom az  $Y = 51,145e^{-0,0506X}$  egyenlet szerint változik, ahol Y a tűavar nedvességtartalma (%), X az utolsó nettó csapadék óta eltelt idő (nap). A regressziós koeficiens értéke:  $R^2 = 0,7799$ , amely  $p < 0,01$  szinten szignifikáns (INSTAT 1997). A kapott összefüggés szerint 19 csapadégmentes nap szükséges ahhoz, hogy a tűavar nedvességtartalma 20% alá csökkenjen, és 32 nap múlva 10% alá kerül a nedvességtartalom.

Az 1993–2002. időszak minden egyes napjára kiszámolt BKDI értékeket először évenként átlagoltuk. Az index éves átlaga 2000-ben volt a legmagasabb (48,9 mm-ekvivalens), így ez tekinthető a tíz év közül a legaszályosabbnak (2. ábra). A legkisebb átlagot (16,6 mm-ekvivalens) 1998-ra kaptuk, tehát ez volt a legcsapadékosabb év.

A 3. ábra a BKDI évi maximumainak alakulását mutatja. A BKDI 10 éves időszakban mért maximuma 119,5 mm-ekvivalens volt, mely 2000. szeptember 1-jén állt elő. Az index évi maximális értéke 2001-ben volt a legalacsonyabb, ez év szeptember 5-én mindössze 63,5 mm-ekvivalenst ért el. Tehát a maximumok 63,5 és 119,5 mm-ekviva-

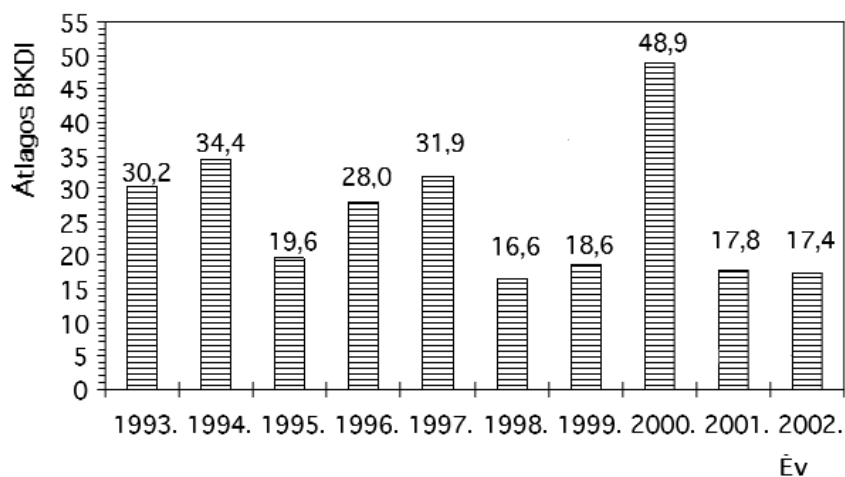


1. ábra A tűavar nedvességtartalmának változása az utolsó csapadék óta eltelt idő függvényében.

A kapott görbe egyenlete:  $Y = 51,145e^{-0,0506X}$ ,  $R^2 = 0,7799$ .

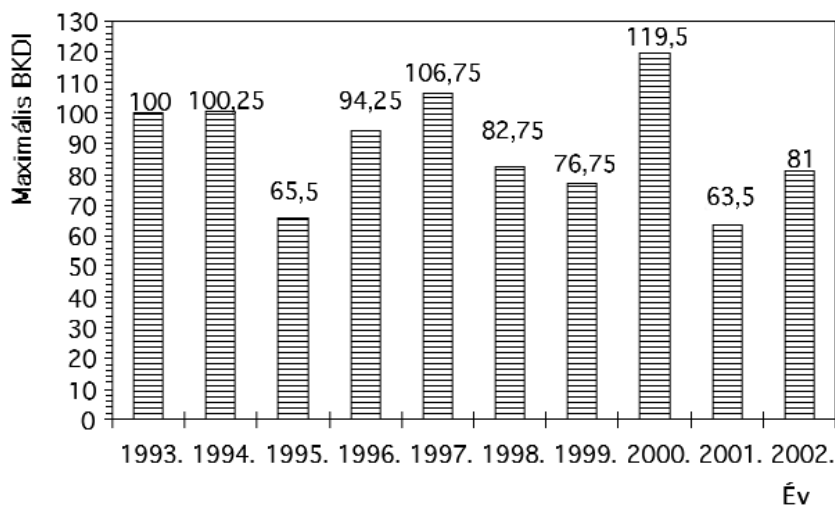
Figure 1. Changes of moisture content of needle litter in function of days since last rain.

The following equation was established:  $Y = 51,145e^{-0,0506X}$ ,  $R^2 = 0,7799$ .



2. ábra A BKDI (azaz a talaj és az avar felső 200 mm-ének mm-ekvivalensben kifejezett csapadékhánya) évi átlagának alakulása a vizsgált 10 év (1993–2002) során.

Figure 2. Annual means of BKDI (lack of moisture in the upper 200 mm of soil and litter layer) in the studied 10 years (1993–2002).



3. ábra A BKDI éves maximumainak alakulása a vizsgált 10 év (1993–2002) során.

Figure 3. Annual maximum values of BKDI in the studied 10 years (1993–2002).

lens között ingadoztak.

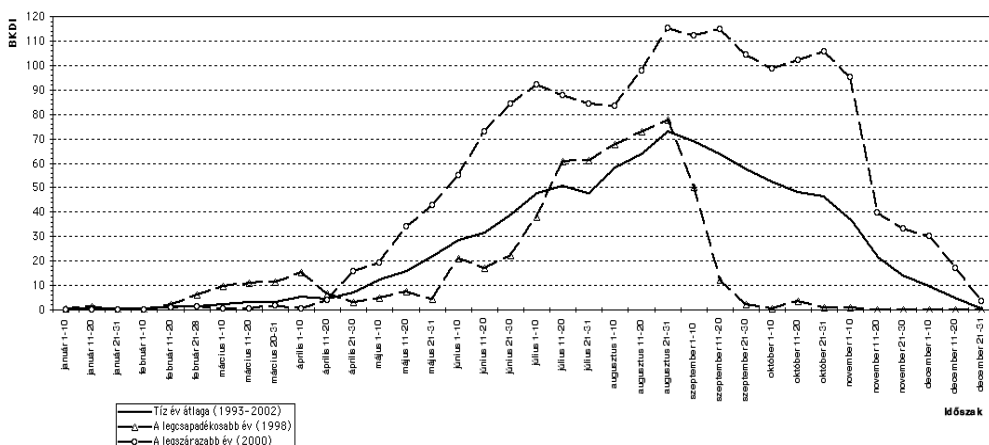
EBERHARDT és LATHAM (2000) pennsylvaniai *Pinus rigida*-állományok vizsgálata során az 1960-tól 1990-ig terjedő évekre számolta ki a BKDI változását. Az évi maximumok saját eredményeinknél tágabb határok között, 45 és 137 mm-ekvivalens között változtak.

A napi BKDI értékeket naptári dekádokként is átlagoltuk az egyes években belül. Az index évi alakulása a legszárazabb és legcsapadékosabb években, valamint a 10 évet átlagolva a 4. ábrán látható. A 10 éves átlaggörbéről leolvasható, hogy a BKDI áprilistól kezd jelentősebben emelkedni, legmagasabb értékét (72,8 mm-ekvivalens) augusztus utolsó harmadában éri el. Ezt követően folyamatosan csökken, majd év végére nulla közelébe esik vissza. Tehát a szárazság szempontjából legkritikusabb időszaknak augusztus és szeptember hónapok tekinthetők. A BKDI átlagában átmeneti csökkenés figyelhető meg július végén. Ennek oka az lehet, hogy a 10 éves vizsgálati periódus túl rövid volt ahhoz, hogy kiegyenlítse a BKDI nagyobb nyári esőkből adódó, véletlenszerűen azonos időszakokra eső csökkenéseit.

A csapadéokban gazdag 1998. évben szintén augusztus utolsó dekádjában emelkedett a legmagasabbra a BKDI értéke (átlagosan 77,8 mm-ekvivalens). Ez némileg meghaladja a 10 éves átlagot, de ezt az időszakot követően az index meredeken csökkent, és szeptember végétől már nulla közelében maradt. Ez is jelzi, hogy az átlagot egy-egy rövidebb időszak erejéig, az egyes konkrét években (még a csapadékosakban is) könnyen meghaladhatja a BKDI aktuális értéke.

A 2000. év csapadékhiánya volt a leginkább szembetűnő. Az index maximumát szintén augusztus végén érte el (115,3 mm-ekvivalens). Jelentősebb csökkenése csak november közepén következett be, és csak december utolsó napjaiban állt vissza nullára, azaz a talaj felső rétege ekkorra érte el a teljes víztelítettséget.

Mivel a kiszáradás sebessége a napi maximális hőmérséklet függvénye, ennek dekádokénti értékét is kiszámoltuk, 10 évet átlagolva. A napi maximum hőmérséklet március második dekádjától november első dekádjáig meghaladja a 10 °C-ot, tehát ezekben a hónapokban kell száradással számolnunk a csapadékmentes napokon. A legmelegebb időszak augusztus eleje (28,9 °C), a talaj vízvesztése ekkor a leggyorsabb. A legnagyobb



4. ábra A BKDI (Byram-Keetch szárazsági index) évi változása 10 év (1993–2002) átlagaként, valamint a legcsapadékosabb (1998) és a legszárazabb (2000) évben.

Figure 4. Annual changes of the mean value of BKDI (Byram-Keetch Drought Index) as the average of years between 1993 and 2002, as well as in the wettest year (1998) and in the driest year (2000).



ütemű száradás tehát leginkább július-augusztus folyamán valósul meg.

### Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Bózsing Erikának a terepmunkában nyújtott értékes segítségért. Munkánkat az Országos Tudományos Kutatási Alapprogramok (T-037732) támogatásával végeztük.

### Irodalom

- BÓDIS J. 1993: A feketefenyő hatása nyílt dolomitsziklagyepre. Texturális változások. Bot. Közlem. 80: 129–139.
- BORHIDI A. 1956: Feketefenyveseink társulási viszonyai. Bot. Közlem. 46: 275–285.
- BUSSAY A. 1995: Az erdőtüz és a meteorológiai tényezők közötti kapcsolatok. Erdészeti Lapok 130: 149.
- CLARK J. S., ROYALL P. D., CHUMBLEY C. 1996: The role of the fire during climate change in an eastern deciduous forest at Devil's Bath, New York. Ecology 77: 2148–2166.
- CSERESNYÉS I. 2004: Dolomitra telepített feketefenyvesek avarproduktumának és tűzveszélyességének vizsgálata. Egyetemi szakdolgozat, ELTE, Budapest.
- CSERESNYÉS I., BÓZSING E., CSONTOS P. 2003: Erdei avar mennyiségének változása dolomitra telepített feketefenyvesekben. Természetvéd. Közlem. 10: 37–49.
- CSONTOS P., HORÁNSZKY A., KALAPOS T., LÓKÖS L. 1996: Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. Annls hist.-nat. Mus. natn. hung. 88: 69–77.
- CSONTOS P., TAMÁS J., KALAPOS T. 1998: A magbank szerepe a dolomitnövényzet regenerálódásában korábban feketefenyvessel borított területeken. In: CSONTOS P. (szerk.): Sziklagyeppek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 183–196.
- DUNKEL Z., STOLLÁR A., SZABÓ T., TIRINGER Cs. 1990: A területi párolgás meghatározása Magyarországon. Időjárás 94: 149–155.
- EBERHARDT R. W., LATHAM R. E. 2000: Relationships among vegetation, surficial geology and soil water content at the Pocono mesic till barrens. J. of the Torrey Bot. Soc. 127: 115–124.
- FIORETTO A., MUSACCHIO A., ANDOLFI G., DE SANTO A. V. 1998: Decomposition dynamics of litters of various pine species in a Corsican pine forest. Soil Biology and Biochemistry 30: 721–727.
- GARCÍA-PLÉ C., VANRELL P., MOREY M. 1995: Litter fall and decomposition in a *Pinus halepensis* forest on Mallorca. J. of Vegetation Science 6: 17–22.
- GELETA F. 1995: Erdőtűzek okainak hatásvizsgálata. Erdészeti Lapok 130: 150.
- GHIMESSY L. 1995: Erdőtűzek és azok hatása erdeinkre. Erdészeti Lapok 130: 150–151.
- GRANSTRÖM A. 1993: Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden. J. of Vegetation Science 4: 737–744.
- HALBRITTER A., CSONTOS P., TAMÁS J., ANTON A. 2003: Dolomitsziklagyeppek és feketefenyvesek talajainak összehasonlító vizsgálata. Természetvéd. Közlem. 10: 19–35.
- HALBRITTER A., CSONTOS P., TAMÁS J., ANTON A. 2005: Van-e a feketefenyves-telepítésnek hatása a dolomitváltalajok minőségére? In: ANTAL K., MICHÉLI E., SZABÓNÉ KELE G. (szerk.): Talajtani Vándorgyűlés, Kecskemét, 2004. 08. 24–26. (a Talajvédelem különszáma) Talajvédelmi Alapítvány, Budapest, pp. 250–258.
- HARTLEY M. J. 2002: Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forest. Forest Ecology and Management 155: 81–95.
- HORÁNSZKY A. 1996: Növény-társulástani, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagy-Szénáson. Természetvéd. Közlem. 3–4: 5–19.
- INSTAT 1997: GraphPad InStat Demo, Version 3.00 for Win 95/NT. GraphPad Software Incl., San Diego.
- JÁRÓ Z. 1996: Ökológiai vizsgálatok a Kis- és Nagy-Szénáson. Természetvéd. Közlem. 3–4: 21–53.
- JOHNSON E. A., FRYER G. I., HEATHCOTT M. J. 1990: The influence of man and climate on frequency of fire in the interior wet belt forest, British Columbia. J. Ecol. 78: 403–412.
- JOHNSON E. A., LARSEN C. P. S. 1991: Climatically induced change in fire frequency in the southern Rockies. Ecology 72: 194–201.
- KAKAS J. (szerk.) 1960: Magyarország éghajlati atlasza. Országos Meteorológiai Intézet. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- KAVVADIAS V. A., ALIFRAGIS D., TSIONTSIS A., BROFAS G., STAMATELOS G. 2001: Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. Forest Ecology and



- Management 144: 113–127.
- KEETCH J. J., BYRAM G. M. 1968: A Drought Index for Forest Fire Control. U.S.D.A. Forest Service Research Paper SE-38. Southeastern Forest Experiment Station, Asheville, NC.
- LICHTMAN P. 1998: The politics of wildfire: Lessons from Yellowstone. *J. Forestry* 96: 4–9.
- MIHÓK B. 1999: Telepített feketefenyves állományok természetvédelmi szempontú vizsgálata dolomiton. *Természetvéd. Közlem.* 8: 49–65.
- MILLÁN M. M., ESTRELA M. J., BADENAS C. 1998: Synoptic analysis of meteorological processes relevant to forest fire dynamics on the Spanish mediterranean coast. In: MORENO, J. M. (ed.): Large forest fires. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 1–30.
- MOLNÁR E. 1975: A survey of studies on grassland production in Hungary. *Acta Bot. Hung.* 21: 91–101.
- NIKLASSON M., GRANSTRÖM A. 2000: Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81: 1484–1499.
- ORSZÁGOS METEOROLÓGIAI SZOLGÁLAT 1993–2002: Napi Időjárásjelentések.
- PALIK B. J., MITCHELL R. J., HIERS J. K. 2002: Modelling silviculture after natural disturbance to sustain biodiversity in the Longleaf pine (*Pinus palustris*) ecosystem: balancing complexity and implementation. *Forest Ecol. Manag.* 155: 347–356.
- PAPP L. 1972: Az avarprodukció és jelentősége a biológiai produktivásban. *Bot. Közlem.* 59: 173–180.
- PAUSAS J. G. 1997: Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees. *J. of Vegetation Science* 8: 643–650.
- PRÉCSÉNYI I. 1971: A Föld növénytakarója primer produkciójának becslése. *Bot. Közlem.* 58: 53–57.
- RICOTTA C., AVENA G. C., OLSEN E. R., RAMSEY R. D., WINN D. S. 1998: Monitoring the landscape stability of Mediterranean vegetation in relation to fire with a fractal algorithm. *Intern. J. of Remote Sensing* 19: 871–881.
- SWETNAM T. W. 1993: Fire history and climate change in giant sequoia groves. *Science* 262: 885–889.
- SZABÓ P. 1997 (szerk.): Magyarország erdőállományainak főbb adatai 1996. Országos adatok. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- TAMÁS J. 1997: A növényzet regenerálódása leégett feketefenyvesek helyén, dolomiton. Egyetemi szakdolgozat, ELTE, Budapest.
- TAMÁS J. 2001a: A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopásokra. *Természetvéd. Közlem.* 9: 75–85.
- TAMÁS J. 2001b: tűz utáni szukcesszió vizsgálata feketefenyvesekben. Egyetemi doktori értekezés kézírata, ELTE, Budapest.
- TAMÁS J. 2003: The history of Austrian pine plantations in Hungary. *Acta Botanica Croatica* 62: 147–158.
- TAMÁS J., CSONTOS P. 1995: Comparative coenological studies following forest fires. Abstracts of the 7th European Ecological Congress, EURECO 95, August 20–25, Budapest, p. 244.
- TAMÁS J., CSONTOS P. 1998: A növényzet tűz utáni regenerálódása dolomitra telepített feketefenyvesek helyén. In: Csontos P. (szerk.): Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 231–264.
- VIEGAS D. X. 1998: Weather, fuel status and fire occurrence: predicting large fires. In: MORENO, J. M. (ed.): Large forest fires. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 31–48.
- VIEGAS D. X., BOVIO G., FERREIRA A. D., NOSENZO A., SOL B. 1999: Comparative study of various methods of fire danger evaluation in Southern Europe. *Intern. J. of Wildland Fire* 9: 235–246.
- VIEGAS D. X., VIEGAS M. T., FERREIRA A. D. 1990: Characteristics of some forest fuels and their relation to the occurrence of fires. *Proc. 1st Int. Conf. on Forest Fire Research, Paper B.03, Coimbra, Portugal.*
- VIEGAS D. X., VIEGAS M. T., FERREIRA A. D. 1992: Moisture content of fine forest fuels and fire occurrence in Central Portugal. *Intern. J. of Wildland Fire* 2: 69–86.
- ZACKRISSON O. 1977: Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. *Oikos* 29: 22–32.
- ZAMBÓ P. 1995: A Pilisi Parkerdő Rt. területén 1993–1994-ben bekövetkezett erdőtüzekről, a kár mértékéről és annak felszámolására tett erőfeszítésekről. *Erdészeti Lapok* 130: 152.

CHANGE IN DROUGHT CONDITIONS OF *PINUS NIGRA* STANDS IN HUNGARYI. CSERESNYÉS<sup>1</sup>, P. CSONTOS<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Institute of Biomolecular Chemistry, Chemical Research Center, Hungarian Academy of Sciences  
Pusztaszeri út 59–67, Budapest, H-1025, Hungary; e-mail: cseresnyes.imre@freemail.hu

<sup>2</sup>MTA-ELTE Research Group in Theoretical Biology and Ecology

Pázmány P. stny. 1/C, Budapest, H-1117, Hungary; e-mail: cspeter@ludens.elte.hu

**Key words:** Austrian pine, Byram-Keetch Drought Index, drying, fire danger, needle litter, water content

Planting of Austrian pine (*Pinus nigra* Arn.) has been in progress for 150 years in Hungary and causes many nature conservation and economic problems. The pine stands eliminate the species rich dolomite rock grassland vegetation. Important additional problems are the frequent forest fires which cause grave damages.

The risk of fire initiation in the pinewood depends on the amount of available fuel, the existing meteorological factors and the drought conditions. In our study we determined the temporal change in water content of the accumulated needle litter. The needle litter samples were collected from 48 pine stands, and their water contents were determined by measuring fresh- and dry weights. Number of days since last rain was counted using the rainfall data of Budapest-Lőrinc meteorological station. The water content of accumulated needle litter was represented graphically as a function of days since last rain. The water content of needle litter showed exponential decrease with the increase of days since last rain.

The annual change in drought conditions was examined by means of Byram-Keetch Drought Index (BKDI), which is the water deficit (expressed in mm-equivalent) in the upper 200 mm layer of the litter and soil. The BKDI depends on the amount of last net rain and the number of days since last rain. The daily increase of BKDI (which shows the drying rate) can be calculated from the daily maximum temperature and the daily rainfall.

To analyse the annual trend of BKDI we used the daily maximum temperature and daily rainfall as measured at Budapest-Lőrinc station from 1993 to 2002. On the basis of these data the daily BKDI's were calculated from 1993 to 2002. The annual means of BKDI were counted from the daily BKDI values. This mean was the highest in 2000 (48.9 mm-equivalent), so this was the most droughty year. 1998 proved to be the wettest year, the annual mean of BKDI was 16.6 mm-equivalent. The annual maximum values of BKDI were determined, too. The highest BKDI between years 1993 and 2002 was 119.5 mm-equivalent, which prevailed on September 1st, 2000.

The means of BKDI were calculated on every decade from the daily BKDI values, and the annual change in these means were counted in the 10 studied years both separately and together. Our results clearly demonstrate that the BKDI begins to increase in April, reaches its maximum (72.8 mm-equivalent) in the last decade of August and after a continuous decrease falls to zero by the end of December. Consequently, regarding fire-risk the most crucial months are August and September, because the drought is the greatest at this time. The first decade of August is the hottest period in the year (average daily maximum temperature: 28.9 °C), so the drying is the most intensive in this term. The temperature requirement for drying is a daily maximum of 10 °C or above, that prevails from the middle of March to early November in the studied region.

## HALFAUNISZTIKAI FELMÉRÉS A RÁKOS-PATAKON ÉS NÉGY HALASTÓBAN I.

KERESZTESSY KATALIN

MTA-SzIE Alkalmazott Állatgenetikai és Biotechnológiai Kutatócsoport,  
2103 Gödöllő, Páter Károly utca 1. email: Keresztessy.Katalin@mkk.szie.hu

**Kulcsszavak:** halfaunisztika, veszélyeztetett halfaj, védett halfaj, jövevény és betelepített halfaj

**Összefoglalás:** Halfaunisztikai felmérést végeztünk a Rákos-patakon és négy kapcsolódó tavon. 2006-ban összesen 11 halfaj képviselőit sikerült kimutatni, közülük 2 védett, illetve a kimutatott halfajok közül kettő áramlóvizet kedvelő, reofil és három jövevény volt.

### Bevezetés

Az utóbbi években egyre nagyobb jelentőséget kap hazai természetes vizeink – ezek közt is a kisvízfolyások – vizsgálata, feltárása, minőségük megőrzése. A biológiai vízminősítés európai programját és a vízkészletek védelmét az EU Víz Keret-irányelv (EC 2000) határozza meg, amelynek hazai alkalmazásával kapcsolatos feladatokat a 2329/2001 (XI.21.) számú kormányhatározat rögzíti. Az EU Víz Keretirányelv (VKI) fő célkitűzése a vizek jó ökológiai állapotának elérése és fenntartása (AMBRUS et al. 2003). A VKI hazai végrehajtásához elengedhetetlenül szükséges, hogy a Magyarország területén található vízterekre vonatkozóan a kutatóhelyek, a vízügyi igazgatóságok, a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium rendelkezzenek aktuális adatokkal. Ugyanakkor a Biológiai Sokféleség Egyezmény 7. §-a is foglalkozik a vízterek jó ökológiai állapotban tartásával, a biodiverzitás megőrzésével és a változások nyomon követése érdekében monitorozó rendszerek létrehozásával. A keletkező eredmények a hatékony természetvédelmi intézkedésekben segítenek. Ehhez szükséges a megbízható, alapos faunafelmérés, figyelembe véve a szezonális változásokat, évszakos vándorlásokat is. A tanulmányozott vízterén belül a jellemző élőhely-típusokon külön-külön célszerű elvégezni az adatgyűjtést. Fontos követelmény a standardizált, gyors, megbízható mintavétel. A mintavételi helyszínt a vízfolyások olyan részén érdemes kijelölni, amelyek reprezentálják a jellemző élőhely típusokat. Az EU-javaslatok értelmében a kisebb, 15 méternél keskenyebb vízfolyásokon a mintavételi helyszín hossza legalább 20-szorosa legyen a meder szélességének, de legalább 100 méter hosszúságú. Az EU javaslata szerint a halászati adatgyűjtést kisvízes-, csapadékmentes időszakban érdemes végezni. A mintavételi helyszínek kijelölésével és méretének meghatározásával az Európai Standardizálási Bizottság (CEN) elektromos halászatra vonatkozó szabványa (Sampling of fish with electricity, CEN/TC 230/WG 2/TG.4 N27) fog foglalkozni, azonban ennek véglegesítése jelenleg még folyik.

Természetesvízi halfaunánk az évszázadok során folyamatos változáson megy keresztül. Apáczai Csere János 1653-ban még csak 8 halfajt írt le vizeinkből, Marsilius 1726-ban 45 halfajt ismertetett a Dunából, Kramer 38 fajt, míg Miskolci 1767-ben csak

14 folyó- és tavi fajt említett, Benkő 1778-ban 21 halfajt, Grossinger a magyar fauna első feldolgozója 1794-ben 35 halfajt vett jegyzékbe. Földi 1801-ben Természeti históriájában 32-, Leonhárd 1818-ban 21-, Rissinger állattanában 1830-ban 67 halfajt taglalt, melyből 46 volt a hazai édesvíziek száma. Fitzinger 1832-ben 70 halfajt ismertetett, melyek jelentős része dunai volt. Heckel 65 halfajt sorolt fel, köztük 19 új vagy Magyarországra nézve új fajt is. HECKEL és KNER művében (1853) 60-ban állapítja meg a hazai halfajok számát, Petényi jegyzeteiben 67 halfajt sorolt fel. Frivaldszky 1865-ben 70 halfajt csoportosított a Kárpátokban, illetve a közbezárt medencében való előfordulásuk alapján (VUTSKITS 1918). KRIESCH (1868) 55 halfajt, MARGÓ 1876-ban 45 halfajt vett sorra, KÁROLI (1879) 54 fajról, HERMAN 1887-ben 54 magyar halfajról számolt be. E század elején UNGER (1919), LOVASSY (1927), HANKÓ (1931) vette számba a hazai halfajokat. Hankó a pliocénkori, dél-európai medence-rendszer kialakulásával magyarázta a fajok bevándorlását a mai Kárpát-medence területére és csoportosítása szerint a halfajok egy része európai (29 faj), pannóniai bennszülött (15 halfaj) és bevándorlók, melyek pontusiak (22), mediterrán eredetűek (2), északiak (3), és 5 fajt Észak-Amerikából telepítettek be. MIHÁLYI (1954) 60 halfajt tekintett át, BERINKEY (1966) 74, PINTÉR (1989) 78 halfajt sorolt fel.

Egyes halfajok megritkultak, mivel a vízrendezések, vízszennyezések miatt élő- és szaporodási helyeik csökkentek. Más halfajok terjeszkedés vagy betelepítés eredményeképpen jelentek meg. Hazánk változatos vízrajzi adottságai folytán az előforduló halfajok száma viszonylag magas, az európai fajok majdnem negyede előfordul és ezeket élő- és szaporodási helyeikkel együtt kell védenünk. Ennek érdekében szükségesek a halfaunisztikai vizsgálatok, a folyamatos adatgyűjtés a halfajok igényeiről és populációik változásairól. A természetesvízi halfauna óvása a biodiverzitás fenntartása érdekében is fontos feladat, hisz az itt élő halfajok ritka természeti értéket képviselnek és egy részük endemikus.

Munkatársaimmal együtt 1979-ben – egy akkor még alig kutatott terület –, a hazai kisvízfolyások faunisztikai feltérképezését kezdtük meg, az ország számos patakját, erét, csermelyét, árapasztó- és öntöző csatornáját, kis állóvizét kutatva. Munkánk eredménye összesen 70 halfaj kimutatása volt. Kutatásaink során öt új hal-, illetve ingolafaj jelenlétét bizonyítottuk hazánk természetes vizeiben (BOTTA et al. 1981, 1984, 1987, BOTTA és KERESZTESSY 1988, 1992, BOTTA et al. 1984ab). A nem, vagy alig vizsgált vízfolyások halfaunisztikai feltárása a 90-es években is folytatódott (BÍRÓ et al. 2003, KERESZTESSY 1986, 1993, 1994, 1995, 1996a, 1996b, 1998, 2000a, 2000b, 2004, 2005a, 2005b, KERESZTESSY, BARDÓCZYNÉ SZÉKELY 2005, 2006a, 2006b, KERESZTESSY et al. 2002, WANZENBÖCK és KERESZTESSY 1995).

### **Anyag és módszer**

Az eredmények standardizálása érdekében elektromos kutató halászgépet (RADET IUP-12 típus), használtam, melyre pulzáló egyenáramként 4–15 A és 20–100 Hz jellemző. Az elektromos kutató halászgép használatát a módszer kíméletessége indokolta, használatával a gyűjtött egyedek óvatos mérés után sérülésmentesen a vízbe visszahelyezhetők és ez védett, veszélyeztetett halfajok vizsgálatánál feltétlenül szükséges. Közvetlenül esős időszak után nem lehet eredményes halfaunisztikai feltérképezést végezni, mivel az esőtől megáradt, zavaros vízben nem láthatók a halak. Az anódra szerelt háló szembősége kicsi, 5x3 mm-es, mely alkalmas az egynyaras példányok begyűjtésére is.

A helyszínen meghatározott fajok egyedeinek törzhosszát a vízparton megmértem, és a testhosszgyakoriság eloszlás alapján határoztam meg korukat. Halfaunisztikai kutatásaim eredményei alapján megállapítottam az egyes halfajok veszélyeztetettségi fokát, melyet LELEK (1987) alapján IUCN kategóriák használatával fejeztem ki (KERESZTESSY 1993, 1996a, 1998, 2000a, 2000b).

Az életstratégiák szerinti besorolás alkalmazását WINEMILLER és ROSE (1992) modellje alapján vezettem be a hazai ichthyológiai kutatásokba (KERESZTESSY 1993, 1996a, 1998, 2000a, 2000b). Eszerint periodikus kategóriába tartoznak a hosszú életsiklusú, késői ivarérettséget elérő, magas ikraszámmal rendelkező halfajok, opportunisták a kis testű, gyors fejlődésű, korai ivarérettséget elérő, rövid életű halfajok és egyensúlyi kategóriába tartoznak a rövid életű, korai ivarérettséggel jellemezhető utódgondozó fajok, melyek alacsony ikraszámmal rendelkeznek. A szaporodási hellyel szemben támasztott igény jellemzésére BALON (1975, 1990) kategóriáit használtam, mely a szaporodási aljzat fontosságát hangsúlyozza.

A Rákos-patakban Isaszeg határában volt a mintavételi helyszín, ugyanott, ahol korábban is, és hasonlóképp nyár végén – ősz elején, illetve a mintavételi helyek közé bekerültek a patakra települt tavak, Gödöllő határától (I. tó) Isaszegig (X, tőzeges-tó) húzódtak, és horgászati hasznosításúak.

A hosszú távú összehasonlíthatóság érdekében az egységnyi mintavételi területről származó egyedszám értékeket vettem alapul és mindegyik esetben ugyanazon helyszíneken ugyanazon halászati módszert használtam.

## Eredmények és megvitatásuk

A korábbi országos, a kisvízfolyások halfaunisztikai feltérképezését célzó kutatásaink kapcsán a jelen vizsgálati időszakot megelőző időszakok alatt a Rákos-patakból összesen 10 halfaj példányait vizsgáltuk (1. táblázat). A védett halfajok közül két faj, a réti csík és a vágó csík fordult elő, míg a jövevény halfajok magas faj- és egyedszámban voltak jelen: amur, ezüstkárász, razbóra, törpeharcsa és naphal.

1. táblázat A Rákos-patak kutatása kapcsán korábbi halfaunisztikai eredményeink áttekintése

Table 1. Previous results of fish faunistic research

Rákos-patak	1984	1989	1993	1998	2004	2005
<i>Rutilus rutilus</i> (bodorka)				2	9	6
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (amur)		3	1			
<i>Abramis brama</i> (dévérkeszeg)	2			4	3	5
<i>Cyprinus carpio</i> (ponty)	1	5	3	1		2
<i>Carassius gibelio</i> (ezüstkárász)		7	7	17	15	22
<i>Pseudorasbora parva</i> (razbóra)	12	10	23	15	34	38
<i>Misgurnus fossilis</i> (réti csík)*	10	8	8			
<i>Cobitis elongatoides</i> (vágó csík)*	6	6	6			
<i>Ameiurus nebulosus</i> (törpeharcsa)		4	7	2		9
<i>Lepomis gibbosus</i> (naphal)	3	5	4	2	4	6

Jelmagyarázat: \* védett halfaj

A korábbi, rendszeres halfaunisztikai vizsgálat során csak két védett, indikátor halfaj került elő: réti és vágó csík. Az őshonos hazai halfajok mellett összesen öt betelepített, illetve terjeszkedő halfaj képviselőinek jelenlétét bizonyította, melyek a következők: amur, ezüstkárász, razbóra, törpeharcsa és naphal, ezek a fajok a tógazdaságokban történő haltelepítések, illetve a járulékos halfajok képviselői véletlenszerűen, és terjeszkedés eredményeképpen jelentek meg a pataokban (BOTTA, KERESZTESSY 1988, BOTTA, KERESZTESSY, NEMÉNYI 1981, 1984, KERESZTESSY 1986, 1993, 1996, 2005, KERESZTESSY, BARDÓCZYNÉ SZÉKELY 2005, 2006ab).

A 2006-os évi halfaunisztikai mintavétel eredményeit a 2. táblázat foglalja össze.

2. táblázat 2006-ban az isaszegi tavakban, illetve a Rákos-pataokban előforduló halfajok és egyedszámaik

Table 2. Number of fish species in Isaszegi lakes and Rákos Rivulet

	I. tó	III. tó	IX. tó	X. tözegetes-tó	Rákos-p.
<i>Rutilus rutilus</i> (bodorka)	8	16		5	24
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (veresszárnnyú keszeg)		1			
<i>Abramis brama</i> (dévérkeszeg)	1	1			
<i>Gobio gobio</i> (fenékjáró küllő)*					2
<i>Cyprinus carpio</i> (ponty)	1	1		1	
<i>Carassius gibelio</i> (ezüstkárász)			6	220	228
<i>Pseudorasbora parva</i> (razbóra)	9	240	6	2	239
<i>Cobitis elongatoides</i> (vágó csík)*					3
<i>Esox lucius</i> (csuka)		1	1		
<i>Lepomis gibbosus</i> (naphal)			3	7	
<i>Sander lucioperca</i> (fogas)	1				

Jelmagyarázat: \* védett halfaj

A Rákos-pataokban a korábbi vizsgálati időszakok alatt 10 halfaj képviselőinek jelenlétét bizonyítottuk, míg a jelen időszak alatt a pataokban és a vizsgált tavakban összesen 11 halfaj példányait sikerült kimutatni. Mind a korábbi, mind a jelenlegi kutatási időszak alatt feltűnően magas egyedszámmal fordult elő az igénytelen, terjeszkedő, jövővény razbóra és ezüstkárász. A naphal alacsonyabb egyedszámmal képviseltette magát.

Az élőhely iránt igényesebb, veszélyeztetett, védett halfajok közül csak a már korábban is kimutatott vágó csík (korábban és most is alacsony egyedszámmal) és az új halfajként megjelenő fenékjáró küllő jelenlétét sikerült bizonyítani. A reofil, élőhelye iránt igényesebb fenékjáró küllő jelenléte több kérdést is felvet, elképzelhető, hogy ez a természetközeli-állapotú, Gödöllőtől távolabbi szakasz már kevésbé szennyezett, és a vízínövényes, kanyargós, helyenként gyorsabb sodrú patak szakasz alkalmas a fenékjáró küllő fennmaradásának biztosítására.

A korábbi és a 2006-os eredményeket a 3. táblázat foglalja össze.

3. táblázat A 2006-os évben, illetve a korábbi időszakban a Rákos-patakból, illetve a patakra települt tavakból kimutatott halfajok csoportosítása

Table 3. Groups of fish species from Rákos Rivulet and lakes

2006-os adatok korábbi adatok	A	B	veszélyez- tetettség	ökológiai jellemzés	életmenet modell	szaporo- dási guild
<i>Rutilus rutilus</i>	X	X	C	euritop	O–P	fito-litofil
<i>Ctenopharyngodon idella</i>		X	C	euritop	P	pelagofil
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	X	X	I	euritop	O–P	fitofil
<i>Abramis brama</i>	X	X	C	euritop	O–P	fito-litofil
<i>Gobio gobio</i> *	X		I	reofil	O	pszamnofil
<i>Cyprinus carpio</i>	X	X	I	euritop	O–P	fitofil
<i>Carassius gibelio</i>	X	X	C	euritop	O–P	fitofil
<i>Pseudorasbora parva</i>	X	X	C	euritop	E	fitofil, ivadékkörző
<i>Misgurnus fossilis</i> *		X	V	limnofil	O	fitofil
<i>Cobitis elongatoides</i> *	X	X	I	euritop	O	fitofil
<i>Ameiurus nebulosus</i>		X	C	euritop	O–P	speleofil
<i>Esox lucius</i>	X		C	euritop	P	fitofil
<i>Lepomis gibbosus</i>	X	X	C	euritop	E	litofil, ivadékrejtő
<i>Sander lucioperca</i>	X		I	reofil	E–P	fitofil, fészekben

Jelmagyarázat: \* védett halfaj

A 2006-ban gyűjtött adatok

B korábban, 1984–2005 között gyűjtött adatok

veszélyeztetettség: E (endangered) közvetlenül veszélyeztetett, V (vulnerable) veszélyeztetett, R (rare) ritka, I (intermediate) átmeneti állapotú, C (common) közönséges, tömeges, gyakori

ökológiai jellemzés: reofil faj: áramló vizet igényel  
eurytopic faj: álló- és folyóvízben egyaránt előfordul  
limnofil faj: állóvizet kedvel

életmodell kategóriák: P periodikus, O opportunist, E egyensúlyi stratégia (ivadékgondozó)

A szaporodási guildbe, vagy csoportba tartozás kifejezi, hogy az illető halfajnak milyen aljzat szükséges íváskor, továbbá utal az esetleges ivadékgondozás fajtájára. A horgásztavakból – mint az várható is volt – tógazdaságokból származó halfajok példányai kerültek elő, részben haszonhalak (dévérkeszeg, ponty, csuka, fogas), részben járulékos halfajo (pl. razbóra, naphal). A Rákos-patakból 2006-ban nem került elő az őshonos, védett és a patak eredeti faunájára jellemző réti csík, de sikerült kimutatni a szintén védett fenékjáró küllő és rágócsík néhány képviselőjét.

## Köszönetnyilvánítás

A 2006-ban megkezdett kutatásokat a SzIE RET 2005 (RET-12/05) támogatja. A 2004–2005-ös kutatásokat az OTKA (T 042646), míg a megelőző évek halfaunisztikai vizsgálatait a Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Minisztérium Élővilágvédelmi Főosztálya támogatta. Az 1984-évi halfaunisztikai kutatásokat Botta Istvánnal és Neményi Istvánnal közösen folytattam.



## Irodalom

- AMBRUS A., CSÖRGITS G., FÜLÖP S., HAVASNÉ SZILÁGYI E., KIS F. 2003: A Víz Keret-Irányelv természetvédelmi vonatkozásai. Magyar Természetvédők Szövetsége, Budapest.
- BALON E. K. 1975: Reproductive Guilds of Fishes: A Proposal and Definition. *J. Fish Res. Board Can.*, 32: 821–864.
- BALON E. K. 1990: Epigenesis of an epigeneticist: the development of some alternative concepts on the early ontogeny and evolution of fishes. *Guelph Ichthyology Reviews* 1: 1–48.
- BERINKEY L. 1966: Halak - Pisces. *Fauna Hung.* 20: 136.
- BÍRÓ P., SPECZIÁR A., KERESZTESSY K. 2003: Diversity of fish species assemblages distributed on the drainage area of Lake Balaton (Hungary) *Hydrobiologia* 506–509: 459–464.
- BOTTA I., KERESZTESSY K. 1988: Conspectus of Fish Fauna of Hungary (1979–1988). Sixth Congress of European Ichthyologists, Budapest, 15–19. August 1988, Proceedings, p. 74.
- BOTTA I., KERESZTESSY K. 1992: A hazai ingolafajok áttekintése. *Halászat* 85: 137–140.
- BOTTA I., KERESZTESSY K., NEMÉNYI I. 1981: Faunisztikai és akvarisztikai tapasztalatok az édesvízi akvárium üzembehelyezésével kapcsolatban. *Állatt. Közlem.* 68: 33–42.
- BOTTA I., KERESZTESSY K., NEMÉNYI I. 1984: Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Állatt. Közlem.* 71: 39–50.
- BOTTA I., KERESZTESSY K., NEMÉNYI I. 1987: The Fishes of the Kiskunság. In: *The Fauna of the Kiskunság National Park*. Acad. Press, Budapest, pp. 401–403.
- BOTTA I., KERESZTESSY K., PINTÉR K. 1984a: Új halfaj vizeinkben: a széles durbincs (*Gymnocephalus baloni* Holcik and Hensel 1974). *Halászat* 30: 98–99.
- BOTTA I., KERESZTESSY K., PINTÉR K. 1984b: *Gymnocephalus baloni* Holcik and Hensel, 1974. (Percidae) - A new member of Hungarian Fish Fauna. *Aquacultura Hungarica* 4: 39–42.
- HANKÓ B. 1931: Ursprung und Verbreitung der Fischfauna Ungarns. *Arch. Hydrobiol.* 23: 520–556.
- HECKEL J.J., KNER R. 1853: Die Süßwasserfische der Österreichischen Monarchie mit Rücksicht der angrenzenden Länder. Wilhelm Engelmann Verlag, Leipzig.
- HERMAN O. 1887: A magyar halászat könyve. I–II. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest.
- KÁROLI J. 1879: Kalauz a Magyar Nemzeti Múzeum Halgyűjteményéhez. Budapest.
- KERESZTESSY K. 1986: Halfaunisztikai kutatások a Duna-Tisza közén. (Disszertáció) Debreceni Agrártudományi Egyetem.
- KERESZTESSY K. 1993: Faunistical Research on Hungarian Protected Fish Species. *Landscape and Urban Planning* 27: 115–122.
- KERESZTESSY K. 1994: Protected Fish Species in the Danube in Hungary. In: *Limnologie aktuell Band/Vol 2. Kinzelbach (Hg): Biologie der Donau*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. Jena. New York.
- KERESZTESSY K. 1995: Recent fish faunistical investigations in Hungary with special reference to *Umbra krameri*, WALBAUM, 1792. *Ann. Naturhist. Mus. Wien*, 97: 458–465.
- KERESZTESSY K. 1996a: Threatened freshwater fish in Hungary. *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. In: A. KIRCHHOFER, D. HEFTI (eds.): /Advances in Life Sciences/ Birkhauser. Basel-Boston-Berlin pp. 73–77.
- KERESZTESSY K. 1996b: Természetesvízi halfaunisztikai vizsgálatok tapasztalatai. XXII. Biológiai Vándorgyűlés, Gödöllő, Proceedings p. 31.
- KERESZTESSY K. 1998: Természetesvízi halfaunisztikai monitorozás. (Jegyzet). Agrártudományi Egyetem, Gödöllő.
- KERESZTESSY K. 2000a: Veszélyeztetett hazai halfajok. Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem, Debrecen.
- KERESZTESSY K. 2000b: Halvédelem Magyarországon. 105–142. p. In: FARAGÓ S. (szerk.): Gerinces állatfajok védelme, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron p. 294.
- KERESZTESSY K. 2004: Veszélyeztetett halfajok megőrzése. *Természetvédelmi Közlemények* 11: 289–299.
- KERESZTESSY K. 2005a: Védett halfajok faunisztikai kutatása. IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium, Budapest, 2005. október 17–19. Előadások összefoglalói p. 435.
- KERESZTESSY K. 2005b: Kisvízfolyások halfaunisztikai értékelése. *Hidrológiai Közöny* 6: 55–56.
- KERESZTESSY K., BARDÓCYNÉ SZÉKELY E. 2005: A Börzsöny és a Pilis-hegység, valamint a Gödöllői-dombság néhány patakjának élőhelyi- és halfaunisztikai értékelése. I. Magyar Haltani Konferencia, Debrecen, 2005. szeptember 9–10., Proceedings p. 19.
- KERESZTESSY K., BARDÓCYNÉ SZÉKELY E. 2006a: Kisvízfolyások és az ökológiai szempontú vízgazdálkodás. II. Tájékoztató Konferencia, Debrecen, 2006. április 7–9. Absztrakt kötet p. 33.



- KERESZTESSY K., BARDÓCYNÉ SZÉKELY E. 2006b: A Börzsöny és a Pilis-hegység, valamint a Gödöllői-dombság néhány patakjának élőhelyi- és halfaunisztikai értékelése. *Pisces Hungarici I. kötet* (in press)
- KERESZTESSY K., HORVAI-SZABÓ, M., MASEK, P. 2002: Growth rate of endangered fish species of Hungary. Book of Abstracts of the 53<sup>rd</sup> Annual Meeting of the European Association for Animal Production. Wageningen Academic Publ.
- KRIESCH J. 1868: Halaink és haltenyésztésünk. Pest.
- LELEK A. 1987: Threatened Fishes of Europe. (Vol 9, The Freshwater Fishes of Europe). Aula-Verlag Wiesbaden.
- LOVASSY S. 1927: Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásai. Természettudományi Társulat, Budapest.
- MARGÓ T. 1876: Budapest és környéke állattani tekintetben. Budapest.
- MIHÁLYI F. 1954: Revision der Süßwasserfische von Ungarn und der angrenzenden Gebieten in der Sammlung des Ungarischen Naturwissenschaftlichen Museums. *Ann. Hist. Nat. Mus. Hung.* 5: 433–454.
- PINTÉR K. 1989: Magyarország halai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- RICKER W. E. (ed.) 1971: Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters. IBP Handbook No. 3. Blackwell, Oxford, Edinburgh.
- UNGER E. 1919: Magyar édesvízi halhatározó. Országos Halászati Egyesület, Budapest.
- VUTSKITS GY. 1918: A Magyar Birodalom Állatvilága. Fauna Regni Hungariae. Budapest.
- WANZENBÖCK J., KERESZTESSY K. 1995: Zonation of a lentic ecotone and its correspondence to life history strategies in fish. *Hydrobiologia* 303: 247–255.
- WINEMILLER K. O., ROSE K. A. 1992: Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 49: 2196–2218.

## FISHFAUNISTIC RESEARCH IN RÁKOS RIVULET AND IN FOUR LAKES

K. KERESZTESSY

Hungarian Academy of Sciences and Szent István University,  
Research Group for Applied Animal Genetics and Biotechnology, Gödöllő  
2103 Gödöllő, Páter Károly str. 1. email: Keresztessy.Katalin@mkk.szie.hu

**Keywords:** fishfaunistic research, threatened fish species, protected fish species, adventiv – introduced fish species

Occurrence of fish species were examined in Rákos Rivulet and in four lakes near Gödöllő in 2005. Altogether 11 fish species were subject in research, of which 2 are protected, 2 fish species are reophil. In this period 3 adventiv fish species were collected.

## AGRÁR-KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI PROGRAMOK BEVEZETÉSÉNEK HATÁSA A KIJELÖLT MINTATERÜLETEK FÖLDHASZNÁLATÁRA ÉS TERMÉSZETI ÉRTÉKEINEK VÉDELME

GRÓNÁS VIKTOR<sup>1</sup>, CENTERI CSABA<sup>2</sup>, MAGYARI JULIANNA<sup>3</sup>, BELÉNYESI MÁRTA<sup>3</sup>

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,

<sup>1</sup>Tájökológiai Tanszék,

<sup>2</sup>Természetvédelmi Tanszék,

<sup>3</sup>Térinformatikai Tanszék

2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: Gronas.Viktor@kti.szie.hu

**Kulcsszavak:** Érzékeny Természeti Területek (ÉTT), agrár-környezetgazdálkodás, területhasználat

**Összefoglalás:** A kutatás során 2002-től begyűjtöttük és elemeztük négy Érzékeny Természeti Területről (Dunavölgyi-sík ÉTT, Hevesi-sík ÉTT, Borsodi-mezőség ÉTT és Észak-cserehát ÉTT) az agrár-környezetgazdálkodási támogatások (AKG) keretében beérkezett pályázatok adatbázisát. Ezen adatbázis segítségével meghatároztuk a mintaterületek jelenlegi AKG támogatottságát, a programok területi arányát, továbbá elhelyezkedését, amelyet beépítettünk az ÉTT-ket monitorozó adatbázisba.

A jelen munkában részletesen a Dunavölgyi síkság ÉTT-n végzett munkánk eredményeit mutatjuk be.

A mintaterületekre vonatkozó digitális adatbázis tartalmának kibővítésével lehetővé vált a Nemzeti Parkok számára a támogatott területek és a védendő értékek térbeli elhelyezkedésének összevetése, amely segítségével célirányosan bővíthető a programban résztvevők köre. A kérdőíves felmérés rámutatott a megkérdezett gazdálkodók személyi hátterére, a gazdálkodás típusára, továbbá a programmal kapcsolatos észrevételeikre, amelyek segíthetik a program kidolgozásában résztvevő szakembereket. A piacképes, profitorientált mezőgazdasági területeken, amely a térség nyugati, az átlagosnál kedvezőbb adottságú területein a nagyüzemi szántóföldi növénytermelés (gabona- és takarmánytermelő specializációval) előnyeit használja ki, nem várható a zonális programok bővülése. A térség középső, mélyebb fekvésű és gyengébb termőképességű területeinek mezőgazdaságát a gyepezőgazdálkodás és az extenzív állattartás irányába célszerű tovább fejleszteni. Azonban ez csak akkor lehetséges, ha a birtokok egyesítése, illetve bérleti rendszer rendeződik.

### Bevezetés

A 2002-ben induló Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program (NAKP) célkitűzéseiben a különböző térségek adottságainak megfelelő, ahhoz igazodó fenntartható mezőgazdasági földhasználat kialakítása fogalmazódott meg. A program jelentős támogatási előnyt biztosított az ökológiai adottságokon alapuló, multifunkcionális mezőgazdasági földhasználatnak, az EU-ban is megcélzott agrár-vidékfejlesztési politika célkitűzéseinek. Az NAKP módosított programjai 2004-től – EU csatlakozásunktól – a Nemzeti Vidékfejlesztési Terven (NVT) keresztül váltak elérhetővé (ÁNGYÁN 2004).

A Nemzeti Vidékfejlesztési Terv agrár-környezetgazdálkodási támogatási fejezete 23 különböző környezetbarát gazdálkodási forma alkalmazásának, bevezetésének lehetőségét teremtette meg az NAKP egyenes folytatásaként. A program 2004 őszén meghirdetett kírásra 32 000-et meghaladó számú gazdálkodó, illetve gazdálkodó szervezet adott be támogatásigénylést, melynek összesített területe meghaladta az 1,8 millió hektárt. Ezzel a korábbi nemzeti forrásokból finanszírozott NAKP forrásait megtízszerezve,

a támogatotti kört és a környezetbarát gazdálkodás által lefedett területet megötszörözve Magyarországon az agrár-környezetgazdálkodás által lefedett területek a mezőgazdaságilag hasznosított területek már több, mint 25%-át teszik ki, mellyel hazánk az EU 25-ök vonatkozásában is bekerült az első 7 tagállam közé.

A támogatásigénylés ilyen magas aránya jól mutatja a program fontosságát és szerepét a mai magyar mezőgazdaságban. Azonban az elmúlt évtizedek mezőgazdasági struktúrája, a program merőben új szemléletmódja és pályáztatási rendszere következtében a csak néhány éves tapasztalattal rendelkező rendszer még sok problémával küzd, amelyek folyamatos feltárása és felülvizsgálata elengedhetetlen. Tovább erősíti ezt, hogy az Európai Unió 746/96 számú rendelete a tagállamok feladatai közé sorolja az agrár-környezetvédelmi programok pénzügyi, szociológiai és környezeti monitoringját. Munkánk során e komplex rendszer egy speciális szeletét, az Érzékeny Természeti Területek programjának területi és szociológiai értékelését tűztük ki célul.

### Anyag és módszer

Az ÉTT területek kijelölésének egyik szempontja, hogy a jelen lévő természeti értékek megóvása csak speciális mezőgazdasági módszerek bevezetésével lehetséges. Ezt szolgálják a zonális ÉTT programok, amelyeket szántó és gyepterületi művelési ágakban lehet pályázni. Az ÉTT kezelői számára a legfőbb cél, hogy minél több gazdálkodó, minél nagyobb területen vállaljon ilyen tevékenységet, továbbá a programok által kijelölt területek minél jobban fedjék a veszélyeztetett természeti érték előfordulásának helyét. E speciális módszerek mellett igen nagy jelentősége van – csökkenő mértékben ugyan – a horizontális AKG programoknak is. Ezért az első lépésben az Agrár-környezetgazdálkodási támogatások keretében a mintaterületekről beérkezett nyertes pályázatok számát, területi megoszlását, a megpályázott programok típusát és arányát elemeztük.

A földrajzi környezetben zajló ökológiai változások elemzése, a környezeti hatásértékelés, a környezet erőforrásainak és adottságainak minősítése nagy adattömeg gyors és egzakt feldolgozását igényli (MEZŐSI 1991), valamint a környezetet érő hatások felméréséhez, előrejelzéséhez összetett modellekre van szükség, ezért a részletes adatbázisok felépítéséhez és kezeléséhez földrajzi információs rendszereket (FIR), térinformatikai alapú döntéstámogató szoftvereket használtunk (ArcView). A FIR-ek egyesítik a hagyományos térképi és szöveges információkezelő rendszerek előnyeit. Digitális térképi alapon, térben elhelyezve, leíró adatokkal együtt kezelik a valós világ természetes és mesterséges objektumait (HARKÁNYINÉ 1994). Az adatbázisok adatai meghatározott szempontok szerint tároltak, pontokhoz, vonalakhoz, felületekhez kapcsoltak, így a térképi és leíró adatok együttesen elemezhetők, és a legkülönbözőbb szempontok szerint lehet őket rétegekbe rendezni (PAP-VÁRY 1994). BREIMER és munkatársai (1986) megállapították, hogy 1:10000 léptékű, nagyméretarányú térképek alkalmasak elsősorban a kis területek térképezésére. Ezt támasztja alá BILL és FRITSCH (1991), miszerint a lokális rendszerek (település) adatnyerésekor az 1:1000–1:10000 méretarányszámnak megfelelő

térkép digitalizálása indokolt. DETREKŐI és SZABÓ (1995) szerint egy 1:10000 méretarányú térképből mintegy 2 m pontossággal nyerhetünk adatokat. Ezt a pontosságot és léptéket megfelelőnek találtuk a kitűzött célok eléréséhez. A második lépésben a gazdálkodók térbeli helyzetének elemzéséhez ezért az 1:10000-es külterületi átnézeti kataszteri térképeket és légifotókat használtuk, a talajtípusokra, illetve a művelési ágakra vonatkozó információkat pedig az Agrotopográfiai (MTA TAKI 1:100 000), illetve a CORINE Land Cover Felszínborítási Adatbázisból (FÖMI 1:100 000) nyertünk.

A termőföld tulajdoni viszonyainak gyökeres átalakulása, a tulajdonosok számának sokszorozódása és a gazdasági kényszer összetettebbé teszik a környezet- és természetvédelem, valamint a mezőgazdálkodás kapcsolatrendszerét. Ebből adódóan a mezőgazdasági földhasználat irányainak kijelölése során figyelembe kell vennünk a mezőgazdasági termelés társadalmi kapcsolatát, és csakis az egyes agrárpolitikai lépések következményeinek sokoldalú hatáselemzése után hozhatók megfelelő döntések (KOCSONDI et al. 1998). Ezért a mintaterületek mezőgazdasági helyzetében és aktivitásában bekövetkező változásokat a beérkezett pályázatok vizsgálata mellett kérdőíves felméréssel kiegészített mélyinterjúk segítségével tártuk fel. A felmérést 2005 – 2006 közötti időszakban végeztük, a mintaterület kezelői által nyilvántartott adatbázisból birtokméret és lakhelytől függetlenül, véletlenszerűen kiválasztott, a mintaterületeken mezőgazdasági tevékenységgel foglalkozó háztartások személyes felkeresésével.

A felmérés 32 kérdését a következő 4 főbb témakör köré csoportosítottuk:

- a gazdaság személyi háttere,
- a gazdaság felépítése és az alkalmazott technológiák,
- a gazdálkodó és az AKG kapcsolata,
- a jövedelmezőség alakulása.

## **Eredmények és értékelés**

### **Területi tapasztalatok értékelése**

A vizsgált ÉTT-en 2005-ben agrár-környezetgazdálkodás támogatási határozattal rendelkezők területi arányainak elemzésekor (1. táblázat) kiderült, hogy a változó arányban (63–91%) ugyan, de minden mintaterületen versenyképesek voltak a zonális programok a horizontálisokkal szemben. Legkevésbé a Borsodi mezőség területén volt sikeres, ahol a kiváló adottságú szántóterületekre vonatkozó zonális megszorításokhoz rendelt összegek nem tudták minden esetben felvenni a versenyt az intenzívebb gazdálkodásból származó bevételekkel. Ennek köszönhető, hogy itt volt a legmagasabb a horizontális szántó program részvételi aránya (23%), amelynek megkötései kevésbé szigorúak. Kiemelkedő az Észak Cserhát ÉTT, ahol az összes támogatott terület 91%-át a zonális programok szolgáltatták, hiszen a gyengébb termőképességű területeken – a megkötések ellenére – a nyereséges gazdálkodás elengedhetetlen feltétele a magasabb támogatási összeg megpályázása.

1. táblázat A vizsgált ÉTT-eken támogatott AKG programok területi aránya (2005)  
 Table 1. Area proportion of the supported Agri-environmental farming programmes  
 on the examined Environmentally Sensitive Areas

AKG célprogramok	Borsodi mezőség		Dunavölgyi síkság		Észak Cserehát		Hevesi síkság	
Horizontális célprogramok	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Szántó alapprogram	9942,9	22,7	3028,0	9,7	35,3	0,8	1803,8	12,3
Tanyás gazdálkodás	0,0	0,0	18,9	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Méhlegelő	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Integrált szf-i gazdálkodás	2930,3	6,7	3399,5	10,9	13,0	0,3	2279,6	15,5
Ökológiai gazdálkodás átállási 1	17,1	0,0	0,0	0,0	6,0	0,1	14,8	0,1
Ökológiai gazdálkodás átállási 2	30,6	0,1	0,0	0,0	24,3	0,6	44,7	0,3
Ökológiai átállt	71,0	0,2	19,2	0,1	0,0	0,0	54,9	0,4
Területpihentetés	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ritka növ. fajták termesztése	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gyepgazdálkodási alapprogram	1750,1	4,0	1713,8	5,5	238,8	5,5	179,4	1,2
Ökológiai gazdálkodás	280,4	0,6	99,0	0,3	28,3	0,7	23,5	0,2
Integrált gyümölcs és szőlő	158,5	0,4	5,7	0,0	50,7	1,2	203,5	1,4
Ökológiai gyümölcs és szőlő	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ritka gyümölcs és szőlőfajták termesztése	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Extenzív halgazdálkodás	944,7	2,2	445,1	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Vizes élőhelyek létrehozása szántón	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ívóhelyek kialakítása	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zsombékosok, mocsarak, lápok gondozása	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Nádgazdálkodás	232,0	0,5	95,2	0,3	0,0	0,0	1,5	0,0
Állattartási intézkedések	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kiegészítő AKG intézkedések	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zonális (ÉTT) célprogramok	27460,6	62,7	22245,8	71,6	3940,2	90,9	10093,1	68,7
Összesen támogatott terület	43818,0	100,0	31070,9	100,0	4336,5	100,0	14698,7	100,0
ÉTT területe	89797,5		68854,6		14290,3		59795,0	
ÉTT területén támogatott ÉTT célprogramok aránya (%)		30,6		32,3		27,6		16,9

A Dunavölgyi síkság (11%) és a Hevesi síkság (15,5%) területén érdemes még megemlíteni az integrált gazdálkodás sikerét, amely a korábbi termelőszövetkezetek területén létrejött gazdasági szervezetek által művel nagy, összefüggő területeken folyó gazdálkodásnak tudható be. Ha a területi lefedettséget nézzük, akkor a Dunavölgyi síkság áll a legjobb helyen, hiszen az ÉTT 32%-át fedik zonális programok, míg a Hevesi síkság területén (17%) tudták legkevésbé rávenni a gazdálkodókat a programba való belépésre.

Az ÉTT-en 8 típusú zonális program hirdethető meg, amelyek közül a terület kezelői szabadon dönthetnek, hogy melyek szolgálják legjobban a természeti értékek védelmét. A 2. táblázatból kiderül, hogy a négy vizsgált területen meghirdetett célprogramok kö-

zül a tűzok védelméhez kapcsolódóak a legkedveltebbek. A több mint 63 000 ha-on támogatott programok közül a gyepterületeken pályázható tűzok élőhelyfejlesztés a leg-sikeresebb (37 543 ha, 59%), utána a szántón pályázható tűzok program következik (17 640 ha, 28%). Az ÉTT-ek közül a Dunavölgyi síkságon és a Borsodi mezőségen a gyepprogramok (73% és 71%), míg az Észak-Cserhát és Hevesi síkság területén a szántóprogramok (81% és 70%) dominálnak. A vizsgált területeken összesítve a 62%-kal a gyepprogramok vezetnek. A választást az ÉTT-be bevont területek művelési ágának aránya és az állattenyésztés szerepe határozza meg.

2. táblázat A vizsgált ÉTT-eken támogatott zonális célprogramok területi aránya (2005)

Table 2. Area proportion of the supported zonal target programs on the examined Environmentally Sensitive Areas

ÉTT-k	Támogatott célprogramok								Összes pályázott terület (ha)
	Szántóföldi növénytermesztés				Gyepgazdálkodás				
	Tűzok- élőhely- fejlesztés (ha)	Madár- élőhely- fejlesztés (ha)	Lucerna- termesztés tűzok- élőhely- fejlesztés (ha)	Élőhely- fejlesztés (ha)	Tűzok- élőhely- fejlesztés (ha)	Haris- élőhely- fejlesztés (ha)	Élőhely- fejlesztés (ha)	Gyep- telepítés (ha)	
Borsodi mezőség	7155,4	x	931,2	x	19259,7	x	x	114,3	27460,6
Dunavölgyi síkság	3679,7	x	2323,3	x	15669,1	x	x	573,7	22245,8
Észak-Cserehát	x	3181,2	x	x	x	759,0	x	0,0	3940,2
Hevesi síkság	6805,3	x	297,6	x	2614,3	x	x	375,9	10093,1
Összesen	17640,5	3181,2	3552,0	0,0	37543,2	759,0	0,0	1063,9	63739,7

x – az adott célprogram nem pályázható a területen

### Térinformatikai adatbázis értékelése

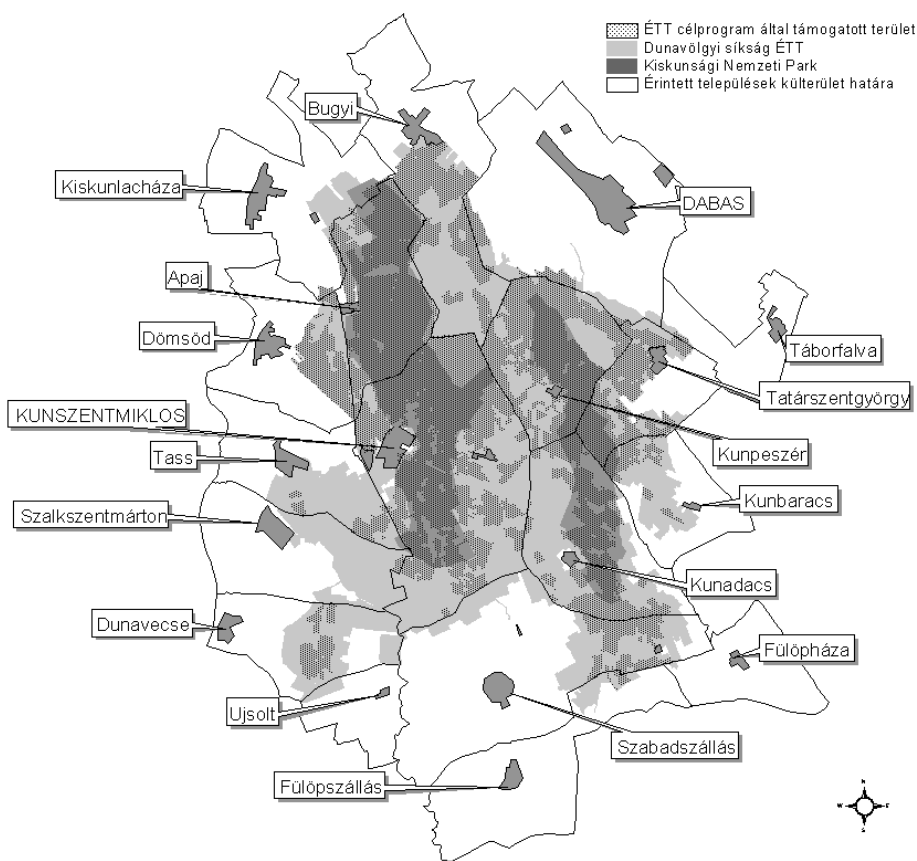
Az ÉTT esetében a támogatott területek elhelyezkedésének nyilvántartása elengedhetetlen alapja a monitoring rendszer működtetésének, hiszen az egyes védendő értékek (fészkek, növénytársulások, jellegzetes tájképi elemek, történelmi emlékek) pontos helye igen hangsúlyos minden mintaterület esetében.

A következőkben egy példa alapján mutatjuk be, hogy a támogatott területek elhelyezkedésének feltárása, regisztrálása, milyen típusú plussz információkat szolgáltatathat a terület kezelői számára.

Az ÉTT-ek kijelölésének szempontjait szabályzó rendelet (2/2002. (I. 23.) KÖM-FVM) értelmében a kijelölendő terület (legfeljebb 25%-ban) tartalmazhat országos jelentőségű védett természeti területet. Ez lehetőséget ad a terület kezelőinek, hogy – az integrációs természetvédelmi koncepció értelmében – a védett területen, illetve körülötte, mint egy puffer zóna jelöljék ki az ÉTT-et. Továbbá, a védett területen folyó gaz-

dálkodást korlátozó rendeletek mellé – a zonális programokon keresztül – kompenzációs támogatást nyújtsanak a gazdálkodók számára. Ez nagymértékben hozzájárul a jogkövető magatartás biztosításához.

Példánkban (Dunavölgyi síkság) a Kiskunsági Nemzeti Park két törzsterülete érintett az ÉTT által (1. ábra). Természetvédelmi szempontból értékes területek elsősorban a csekély mezőgazdasági értékű gyepeken és a közjük ékelődött zárvány szántókon maradhettek fenn a térség középső és keleti területein. A Felső-Kiskunsági pusztán szikes rétek, legelők, szikfokok, vakszikes foltok váltogatják egymást a beékelődő löszhátakkal, míg a Peszér-Adacsi rétek változatos élőhelyei közül említést érdemelnek a lápok, láprétek, mocsárrétek és nedves kaszálók, valamint az ezekbe ékelődő homokbuckák. A Duna-völgyben és a hátsági területeken erősen érezhető a korábban több fázisban végrehajtott belvízrendezések élőhely-szegényítő hatása. A jó termőhelyi adottságú Duna-



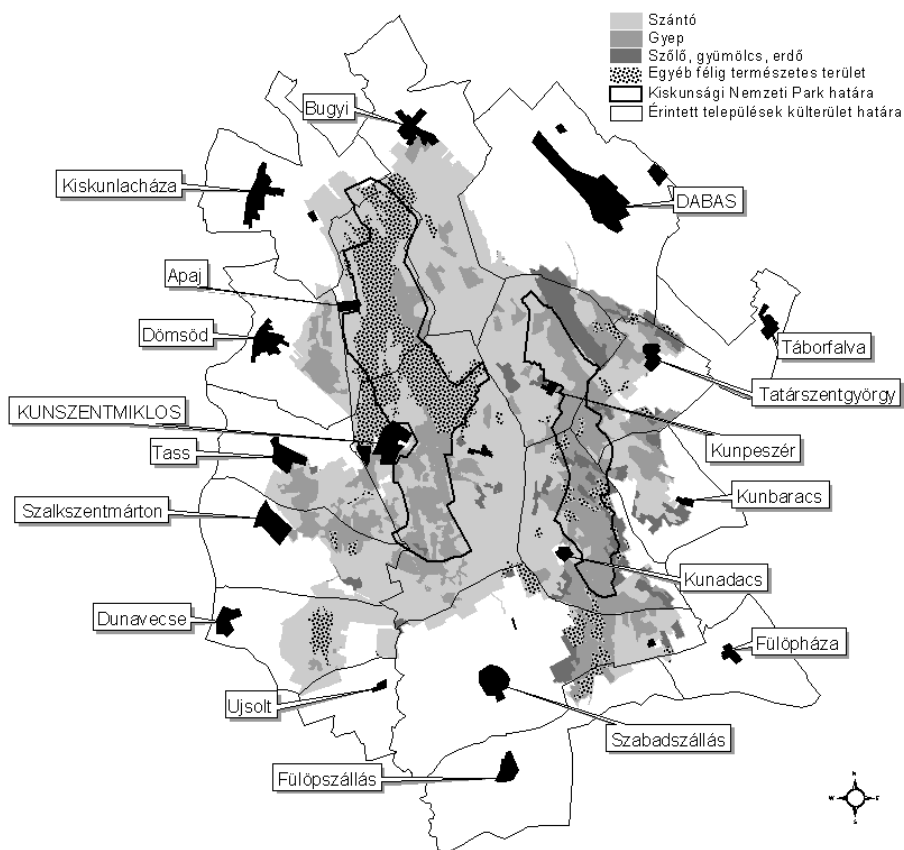
1. ábra A Dunavölgyi síkság ÉTT-en támogatott zonális programok által érintett területek térbeli elhelyezkedése

Figure 1. Distribution of the areas supported by zonal programs in the Dunavölgy ESA



menti övezetben az intenzív mezőgazdaság miatt a természeti értékek sokasága semmisült meg. Az 1980-as évek eleje óta tartó csapadékhiány és a döntően erre visszavezethető talajvízszint csökkenés nagytérégi léptékű élőhely-átalakulást idézett elő. Komoly gondot jelentett a természetvédelem számára az alacsony mezőgazdasági értékű területek alulhasználatlása, a legeltetés teljes hiánya is egyes gyeptípusokon.

A térképről leolvasható, hogy a zonális programok által támogatott területek jelentős része a védett területekre korlátozódik (59%), ahol a korábban említett okok miatt a gyepek dominálnak. E részekben a gazdálkodóknak feltétlenül be kell tartaniuk a védett területekre vonatkozó kezelési előírásokat, amelyek nagyrészt megfelelnek a programban foglaltaknak, így erős a motiváció, hogy korlátozó intézkedések miatti bevételkiesést a támogatás által kompenzálják. Ennek köszönhető a magas gyepprogramok száma (2. táblázat), amelynek jelentős része (71%) védett területre összpontosul.



2. ábra A Dunavölgyi síkság ÉTT művelési ágainak alakulása  
(CORINE LAND COVER FELSZÍNBORÍTÁSI ADATBÁZIS, FÖMI 1:100 000).

Figure 2. Distribution of land use on the Dunavölgy Lowland Environmentally Sensitive Area (CORINE Land Cover Database, FÖMI 1:100 000)

A védett területek közelében lévő szántók a tűzoknak jelentős táplálkozó és fészkelő helyei, így fontos lenne e területeken gazdálkodók bevonása is a programba.

Legkevésbé a Szalkszentmárton, Tass, Dunavecse és Bugyi településekhez tartozó területeken gazdálkodók éreznek motivációt a részvételre. A 2. ábráról leolvasható, hogy a távolmaradás oka a korábban már említett művelési ágak alakulásában keresendő.

A szántó területek magas aránya (a mezőgazdasági terület %-ában: Szalkszentmárton 82%, Tass 82%, Dunavecse 73%, Bugyi 76%) és jó adottságai (öntés talaj, réti csernozjom, átlagos AK: 18–19) következtében az egyébként magas zonális kifizetések (44–66 e Ft/ha) sem tudták eléggé motiválni a gazdálkodókat. A megpályázható „szántóföldi növénytermesztés tűzok élőhely fejlesztési előírásokkal” című szántóföldi program megkötései közül az alábbiak, amelyek az intenzív szántóföldi növénytermesztésre (állattenyésztés nélküli) alapozott gazdálkodást leginkább visszatartják:

- tápanyag-utánpótlás során a kijuttatott N-hatóanyag mértéke nem haladhatja meg a 90 kg/ha/év mennyiséget,
- 20% pillangós takarmánynövény (lucerna, fehérhere, vöröshere, somkóró, bükköny stb.),
- minimum 20% ugar.

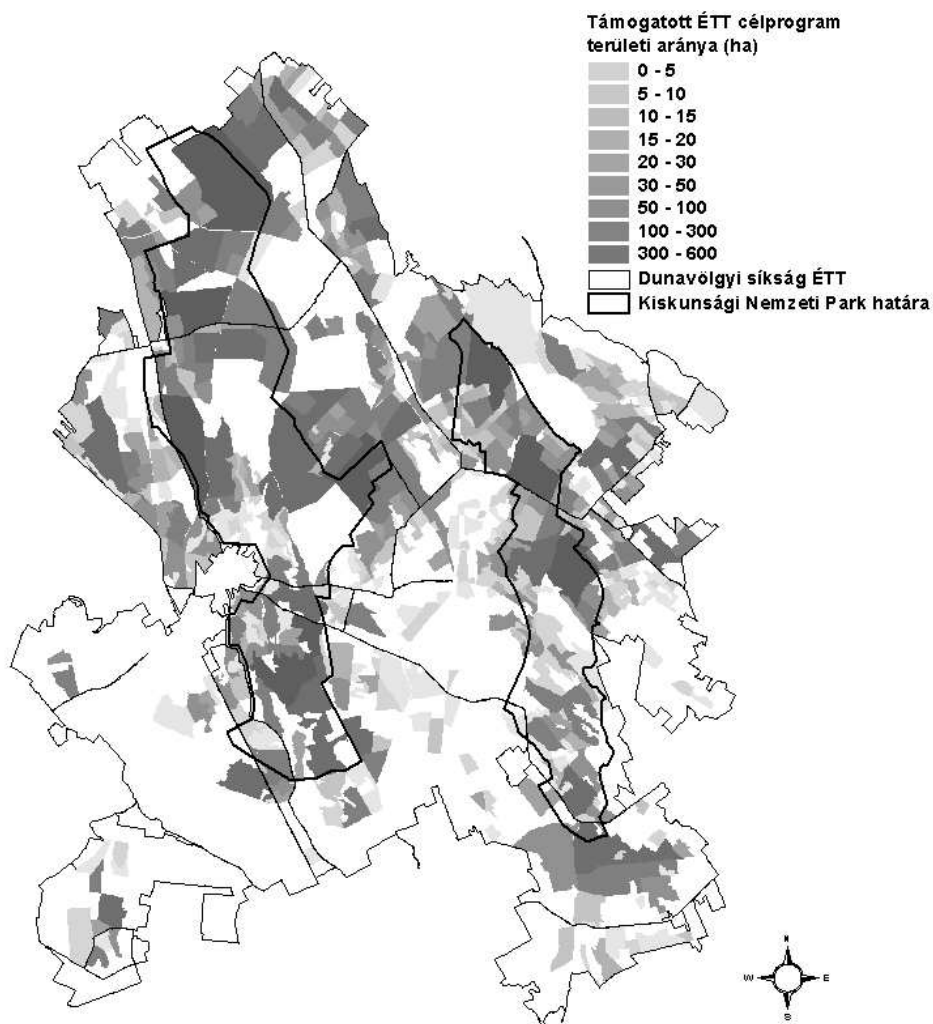
Vizsgálatainkban nem csak a támogatott területek arányára, hanem területi összekapcsoltságára is kitértünk, hiszen a program annál jobban szolgálja a védett értékek megóvását, minél egybefüggőbb blokkokban zajlik hasonló kezelés. A 3. ábra az érintett területeken belül támogatásban részesülő zonális programok arányát mutatja be.

Látható, hogy nagy egybefüggő területek szinte csak a védett területen lévő szikes rétek, legelők, illetve láprétek és mocsárrétek területén találhatóak. A program további sikerének záloga, hogy a beékelődött szántók kezelői is résztvegyenek e támogatási formában. Legnagyobb természetvédelmi jelentősége az extenzív szántóföldeknek van, amelyek a kiterjedt területeket elfoglaló intenzív szántókkal szemben az egyes tájegységekre jellemzően, általában gyenge termőhelyi adottságú régiókban találhatók. Az extenzív szántókon jóval kevesebb a növényvédő szer és műtrágya felhasználás, valamint a gépi műveletek száma, így természetvédelmi szempontból értékes élőhelyek maradhatnak fent. Azonban ennek nehézségeire a kérdőíves felmérés mutatott rá.

### **Kérdőíves felmérés értékelése**

A mintaterület természetföldrajzi szempontból változatos terület, nyugatról kelet felé haladva a Duna-völgyének öntéstalajait réti csernozjomok váltják fel, majd szoloncsák-szoloncyecek, illetve réti talajok, végül pedig homokos talajok következnek. A területhasználat és a gazdaság hagyományosan meghatározó módja, illetve ágazata a mezőgazdaság.

A személyes beszélgetés során a megkérdezettek által művelt terület az összes pályázott terület 48%-át teszi ki. A felmérés által érintett területen nagybirtokok (3–5000 ha) közé ékelődött kis területek (7–20 ha) találhatóak, így a megkérdezettek körében az átlagos birtokméret 747 ha, amelyek szétszórtnan (átlagosan 9,6 tag/gazdaság) helyezkednek el. A privatizációnak köszönhetően megnőtt a kis területtel rendelkező földtulajdonosok száma (3. táblázat), de ez nem egyezik meg a gazdálkodók számával, mert a földtulajdon és a földhasználat a művelt területek nagyobb részén különválnak. Ennek köszön-



3. ábra A Dunavölgyi síkság ÉTT támogatott zonális programjainak területi aránya  
 Figure 3. Distribution of the supported zonal programs of the Dunavölgy Lowland Environmentally Sensitive Area

hető, hogy a megkérdezettek által használt földterületnek csak 36%-a van saját tulajdonban, a többi szükséges területet hosszabb-rövidebb bérleti szerződések útján biztosítják.

Mindez több problémát is felvet:

- az AKG szerződésekhez 5 éves haszonbérleti szerződést kell felmutatni, így aki nem rendelkezik ilyenrel az nem vehet részt a programban,
- a bérelhető földterületek mennyiséges véges, így már komoly verseny alakult ki a gazdálkodók között, amely egyre inkább feljebb tolja a bérleti díjakat,

- nemcsak a bérlemények területéért folyik a harc, hanem a szerződéskötés időtartamáért is, amely komoly visszaélésekre ad lehetőséget,
- a bérlemények elhelyezkedése nincs területi kapcsolatban a gazdálkodó törzsterületével, így tovább növekszik a birtokok széttagolódása,
- az egymástól távol elhelyezkedő területek gyakran lehetetlenné teszik a gazdaságos termelést (üzemanyag költség, legeltető állattartás stb.).

3. táblázat A Dunavölgyi síkság ÉTT érintett településeinek a földterület használok számának alakulása (AMÖ 2000)

Table 3. Number of land users on the examined settlements on the Dunavölgy Lowland Environmentally Sensitive Area

Település	Szántót	Rétet	Legelőt	Erdőt	Nádast	Halas- tavat	Föld területet
használók száma							
Szabadszállás	1011,0	76,0	147,0	77,0	13,0	1,0	1328,0
Kunszentmiklós	654,0	29,0	125,0	74,0	4,0	3,0	985,0
Szalkszentmárton	530,0	3,0	24,0	15,0	4,0	2,0	904,0
Fülöpszállás	410,0	42,0	117,0	20,0	3,0	–	640,0
Tass	175,0	9,0	16,0	11,0	–	–	596,0
Kunadacs	398,0	60,0	140,0	122,0	–	–	499,0
Dunavecse	358,0	1,0	15,0	7,0	1,0	–	478,0
Fülöpháza	266,0	95,0	136,0	59,0	25,0	–	343,0
Kunpeszér	114,0	23,0	12,0	24,0	–	–	210,0
Kunbaracs	137,0	45,0	56,0	63,0	–	–	193,0
Újsolt	36,0	2,0	14,0	–	1,0	–	52,0
<b>Bács-Kiskun megye</b>	<b>54685,0</b>	<b>4477,0</b>	<b>8637,0</b>	<b>6924,0</b>	<b>510,0</b>	<b>116,0</b>	<b>94465,0</b>
Gazdasági szervezet	246,0	67,0	98,0	91,0	34,0	9,0	301,0
Egyéni gazdaság	54439,0	4410,0	8539,0	6833,0	476,0	107,0	94164,0
Dabas	1283,0	81,0	19,0	92,0	–	1,0	2179,0
Bugyi	678,0	8,0	6,0	20,0	1,0	1,0	1104,0
Kiskunlacháza	271,0	5,0	7,0	29,0	2,0	3,0	634,0
Táborfalva	350,0	26,0	11,0	33,0	1,0	–	521,0
Dömsöd	249,0	11,0	31,0	25,0	6,0	4,0	446,0
Tatárszentgyörgy	220,0	45,0	7,0	79,0	4,0	–	349,0
Apaj	46,0	1,0	3,0	1,0	–	–	142,0
<b>Pest megye</b>	<b>40175,0</b>	<b>2505,0</b>	<b>1943,0</b>	<b>3376,0</b>	<b>264,0</b>	<b>61,0</b>	<b>76454,0</b>
Gazdasági szervezet	283,0	74,0	54,0	91,0	32,0	10,0	341,0
Egyéni gazdaság	39892,0	2431,0	1889,0	3285,0	232,0	51,0	76113,0

A felmérés alapján megállapítható, hogy a megkérdezettek 53%-a őstermelő, illetve családi gazdálkodó, míg 47%-a gazdasági szervezet. Az egyéni gazdaságok esetén általában (60%) csak 1 fő vesz részt a gazdasági tevékenység végzésében és 20–20% azon háztartások száma, ahol két, illetve három családtag. Ezen családoknak többnyire az a jellemzőjük, hogy van egy irányító, aki szakmai tudása és tapasztalatai alapján szervezi a munkát, és bevonja a többieket, ha szükséges.

A terület mezőgazdasági erejét jelzi, hogy a megkérdezettek 89%-a főtevékenység-

ként végzi a gazdálkodást, és csak 11%-a, amelynek ez kiegészítő tevékenységet jelent (ez az aránya az Észak Cserehátban 35:65). A mezőgazdálkodás társadalmi szerepvesztését igazolja, hogy a fiatalabb generáció már kevésbé foglalkozik mezőgazdasági tevékenységgel, mert a gazdálkodásban résztvevők átlagéletkora igen magas (50 év).

A mezőgazdaságban megindult tulajdonváltás következtében nagy számban jutottak magántulajdonhoz olyan emberek, akik korábban a nagyüzemek integrációja mellett – vagy addig egyáltalán nem – végeztek mezőgazdasági termelést és szakmai képesítésük sincs. Egyrészt a kárpótlás során termelőeszközökhöz jutott és önállóvá vált, míg másokat a munkahelyük megszűnése késztetett arra, hogy csak a mezőgazdasági kistermelésből éljenek meg. A területen 90-es évek előtt a megkérdezettek közel 65%-a foglalkozott mezőgazdasági tevékenységgel, de a résztvevők 31%-a csak alapfokú iskolai végzettséggel rendelkezik. Felsőfokú végzettséggel rendelkezők aránya 25%.

A felmérésben résztvevő gazdálkodók által művelt területek jelentős része a szántó (76,5%) művelési ágban van. A mintaterület Duna-menti része kedvező termőhelyi adottságú mezőgazdasági terület, ugyanakkor itt potenciális ár- és belvízveszéllyel kell számolni. A Dunára alapozva az öntözővíz szükséglet felszíni vízkivétellel tartósan biztosítható, a térség nagy része öntözőrendszerekkel is ellátott.

A szántóföldi növénytermesztésre a termesztett növények alacsony faj- és fajtaszáma és a vetésforgó minimális használata (a program előír minimális kötelezettségeket a vetésforgóval kapcsolatban) jellemző, annak ellenére, hogy a fajgazdag vetésforgó, vetésváltás, az elővetemények szakszerű megválasztása a talajtermékenység fenntartásának és növelésének, valamint a talaj és növény egészségi állapotának megelőző (preventív) fenntartásának alapvető, természetkímélő és leggazdaságosabb módszere. A szántó művelési ágban termesztett növények (őszi búza, árpa, tritikálé, kukorica, napraforgó, lucerna) elsősorban piaci értékesítésre (66%), illetve az állatállomány takarmányozására szolgálnak. A több lábon álló szántóföldi növénytermesztés nemcsak a piaci kockázat megosztása miatt lenne kedvező, hanem a termelés szervezése és költségei szempontjából is.

A legelőként hasznosított természetközeli gyepek életközösségei a hosszú ideje tartó legeltetés hatására alakultak ki; olyan gyepszerkezet jött létre, amely elsősorban a rövid fűvű, illetve a kopárabb talajfelszín igénylő madár és rovarfajoknak kedvező. Leginkább talán az állatsűrűség befolyásolja a legelő vegetációját. Az optimálistól eltérő állatlétszám esetén alul-, illetve túllegeltetésről beszélhetünk. Túllegeltetéskor a gyepon nagy kiterjedésű, csupasz foltok keletkeznek, melyeken igen erőteljes gyomosodás indulhat meg. A területhez mérten túlzottan kis létszámú állatállomány használatából eredő alullegeltetés nemkívánatos gyomosodást okozhat. Ekkor a magasabb füvek, bokrok elterjedése várható, aminek hatására a legelőt jellemző alacsony növényzet eltűnik, zártabbá válik a terület. Mindkét esetben csökken a növényfajok sokfélesége, ami a gyepek élővilágának további értéktelenedéséhez vezet.

A hagyományos állattartás mai is fontos szerepet játszik a táj arculatának megőrzésében. A megkérdezett gazdaságok 61%-a juhot, 55%-a szarvasmarhát, 33%-a mindkettőt tartotta. Az állattartás elsősorban legelőre alapozott, azonban a korábban említett okok miatt gyakran nem megoldható az állományok bővítése. A zonális program 1 állategység/ha-ban maximalizálja a legeltethető állatok létszámát és az egymástól távol helyezkedő bérlemények nem teszik lehetővé az állatok áthajtását. Így bizonyos területek alul, míg mások túllegeltetéssel küzdenek, amely csak a birtokkoncentrációval oldható fel.

A kis területek gazdasági potenciálját jellemzi, hogy a gazdálkodók nem rendelkeznek megfelelő minőségű és mennyiségű munkagépekkel, ezért a megkérdezettek 72%-a tervez további beruházást, amelynek 77%-a infrastrukturális jellegű.

A helyi lakosok és a természetvédelmi területek jó kapcsolata megnyilvánulhat a kulturális identitásban, a szellemiségben és az életvitelben is. Ennek feltétele, hogy a terület kezelői a működtetési kérdésekben a közösséget egyenlő partnereként kezeljék, lehetőséget adva arra, hogy a természetvédelmi programok és a földhasznosítási korlátozások ellenére a gazdálkodás haszon/ráfordítás aránya pozitívn maradjon, amit első sorban az AKG támogatások differenciált preferálásával lehet elérni. Azon kérdésre, hogy hasznosnak, illetve szükségesnek tartják-e ezeket a szabályokat, a válaszadók döntő többsége igennel válaszolt, de véleményük szerint a szűk ökológiai szempontok figyelembe vételén kívül a gazdasági és társadalmi érdekeket is jobban szem előtt kellene tartani. Ennek egyik lehetséges módja a lakosság és a kezelő szervek közötti kapcsolat jobb kiépítése és az információ áramlás megteremtése lenne, ez lehetővé tenné a korlátozó intézkedéseken kívüli lehetőségek feltárását.

Megvizsgáltuk az elmúlt három év jövedelmezőségének alakulását. A válaszadók jelentős része (44%) az elnyert támogatásoktól és azok összegétől függően a tevékenységüket hol nyereségesnek, hol veszteségesnek tartják, ezért 59%-uk vinne be további területeket a programba, ha lehetősége lenne rá. A megkérdezettek 11%-a azonban nyereségesnek tartja tevékenységét, ők a nagyobb területtel és jobban felszerelt gazdaságokból kerültek ki.

### Irodalom

- ÁNGYÁN J. 2004: A megvalósítás hazai kerete: a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program (NAKP) és a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv (NVT) In: ÁNGYÁN J., MENYHÉRT Z. (szerk.): Alkalmazkodó növénytermesztés, környezet- és tájgazdálkodás) Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, pp. 283–309.
- BILL F., FRITSCH D. 1991: Grundlage der Geo-Information-System, Wichmann Verlag, Karlsruhe. In: DETREKŐI Á., SZABÓ GY.: Bevezetés a térinformatikába. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- BREIMER R. F., VAN KEKEM A. J., VAN REULER H. 1986: Guidelines for Soil Survey and Land.
- DETRÉKŐI Á., SZABÓ GY. 1995: Bevezetés a térinformatikába. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- HARKÁNYINÉ SZÉKEY ZS. 1994: Földrajzi Információs Rendszerek. Jegyzet, GATE, Gödöllő.
- KOCSONDI 1998: A magyar agrárvállalkozások stratégiái és a környezetvédelem. XII. Országos környezetvédelmi konferencia kiadványa, Siófok, pp. 106–114.
- MEZŐSI G. 1991: A mikroszámítógépes módszerek használata a természetföldrajzban. JATE Jegyzet, Szeged.
- PAP-VÁRY Á. 1994: A földrajzi információs rendszerekről. Geodézia és kartográfia 4: 245–251.
- AGROTOPOGRÁFIAI TÉRKÉP MTA TAKI 1:100 000
- CORINE Land Cover Felszínborítási Adatbázisból FÖMI 1:100 000
- KÜLTERÜLETI ÁTNÉZETI KATASZTERI TÉRKÉP 1:10000

### Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk a Kiskunsági Nemzeti Park munkatársainak, különösen Boros Emilnek, Máté Andrásnak és Farkas Jenőnek, akik lehetőséget biztosítottak vizsgálataink elvégzéséhez. A kérdőívek és a térképek feldolgozásában Horváth Krisztina és Mészáros Amanda segítette munkánkat.

EFFECTS OF INTRODUCTION OF AGRI-ENVIRONMENTAL SCHEMES  
ON LAND USE AND PROTECTION OF NATURAL VALUES OF DESIGNATED  
SAMPLE SITES

V. GRÓNÁS<sup>1</sup>, CS. CENTERI<sup>2</sup>, J. MAGYARI<sup>3</sup>, M. BELÉNYESI<sup>3</sup>

Szent István University, Institute of Environment and Landscape Management,

<sup>1</sup>Department of Landscape Ecology

<sup>2</sup>Department of Nature Conservation

<sup>3</sup>Department of Geoinformatics

Páter K. u. 1., H-2103 Gödöllő, Hungary

e-mail: Gronas.Viktor@kti.szie.hu

**Keywords:** Environmentally Sensitive Areas (ESA), agri- environmental management, land use

During the research we collected and analyzed the applications for the agri-environmental programs on four designated ESAs (Dunavölgy Lowland, Heves Lowland, Borsod Field and Northern Cserehát) from the year 2002. Based on this database we analyzed how large proportion of the sample area is supported, where the supported areas are. We have built in these analyses into the ESA monitoring system. With the extension of the digital database, concerning the target areas, it became possible for the national parks to compare the location of AE supported areas with that of protected natural values. As a result the scope of new entrants to the ESA programme can be enlarged in a spatially more targeted way. In this article we show the results of our work carried out in on the Dunavölgy ESA.



## TEREPMODELLBŐL SZÁRMAZTATOTT FAMAGASSÁG- TÉRKÉP FELHASZNÁLHATÓSÁGÁNAK VIZSGÁLATA KARSZTOS TERÜLETEN

TANÁCS ESZTER<sup>1</sup>, KEVEINÉ BÁRÁNY ILONA<sup>2</sup>

SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék  
6722 Szeged Egyetem u. 2. Pf 653.

e-mail: <sup>1</sup>nadragulya@geo.u-szeged.hu, <sup>2</sup>keveibar@earth.geo.u-szeged.hu

**Kulcsszavak:** Digitális terepmodell, felületmodell, famagasság-mérés, Haragistya, karszt

**Összefoglalás:** A karsztkutatásban csak az utóbbi években merült fel az igény, hogy megismerjük a tágabb környezet összefüggéseit, amelybe szorosan beletartozik a felszínt borító növényzet. Az abiotikus tényezők meghatározzák a növényzet faji összetételét és növekedését, amiből következik, hogy a vegetáció változásai viszont jelezhetik a rendszerben végbemenő folyamatokban bekövetkező változásokat. A magyarországi karszterületeken földrajzi elhelyezkedésük, illetve magassági viszonyaik szerint a potenciális növénytakaró dominánsan az erdő. Egy idősebb, természetközeli állapotú erdő esetében a termőhelyi tényezők változatosságát kifejező egyik fontos adat a fák magassága. Ez az adat nagyobb területen földi famagasság-mérésekkel nehezen állítható elő, távérzékelte adatok felhasználásával azonban egyszerűen és gyorsan létrehozható. Az előállítás egyik módja digitális terepmodell (DTM) alkalmazása. Az ebből származtatott famagasság-modell felhasználhatóságát az Aggteleki-karszt területén vizsgáltuk. A pontosság meghatározására két, 2005 nyarán végrehajtott famagasságmérés-sorozat alapján tettünk kísérletet. Bár a statisztikai összehasonlítás megnehezíti, hogy a modell hibáján kívül a helymeghatározás és a földi famagasság-mérés hibái is bizonytalanságot jelentenek, összességében elmondható, hogy a modell önmagában nem alkalmas az egyes fák magasságainak becslésére. Ugyanakkor még az említett bizonytalanságok figyelembe vétele mellett is látható, hogy a modell jól leírja az adott pontban az uralkodó lombkoronaszint magasságát, amely közvetve utal a termőhelyi viszonyokra. Az eredmények alapján így azt a következtetést vontuk le, hogy a terepmodellből előállított famagasság-térkép erdőterületek vizsgálatakor az erdészeti üzemtervek hatékony kiegészítéseként szolgálhat, különösen olyan területeken, ahol az erdőrészelek nagysága nem felel meg a termőhelyi változatosság léptékének.

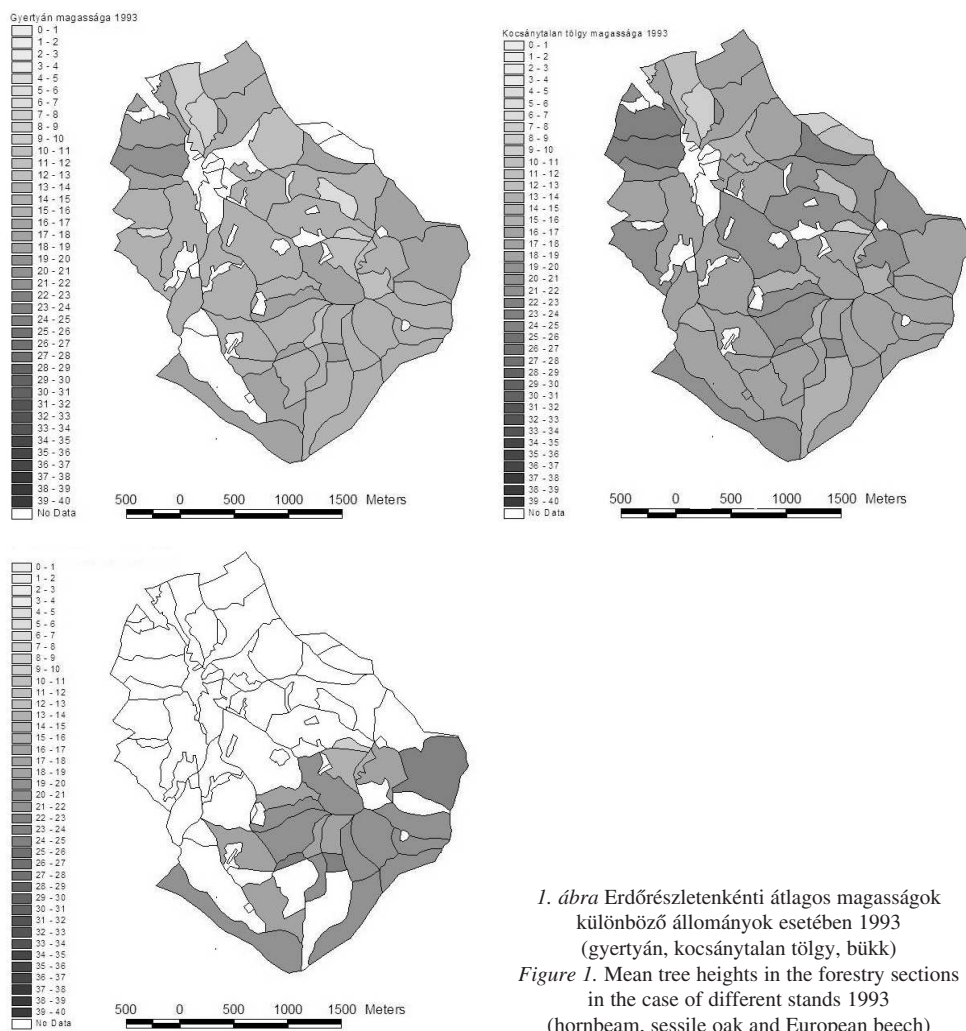
### Bevezetés

A magyarországi karszterületeken földrajzi elhelyezkedésük, illetve magassági viszonyaik szerint a potenciális növénytakaró dominánsan az erdő. Annak ellenére, hogy a vegetációt évszázadok óta alapvetően befolyásolja az emberi tevékenység, az erdők aránya ezeken a területeken ma is magas. A karsztok, mint környezeti hatásokra fokozottan érzékeny területek kutatásában csak az utóbbi években merült fel az igény, hogy megismerjük a tágabb környezet összefüggéseit, amelybe szorosan beletartozik a felszínt borító növényzet. A vegetáció kölcsönhatásban áll a karsztökológiai rendszer egyéb tényezőivel: a mikroklímával, a talajjal, és ezeken keresztül közvetve az egész rendszerrel (KEVEINÉ-BÁRÁNY 2004). Az abiotikus tényezők meghatározzák a növényzet faji összetételét és növekedését, amiből következik, hogy a vegetáció változásai jelezhetik a rendszerben végbemenő folyamatokban bekövetkező változásokat.

A termőhely minősége és a növekedés látható összefüggései miatt a fák magasságának megmérése mindig is fontos volt, ennek ellenére a mai napig nincsenek igazán megbízható terepi módszerek az egyes álló fák magasságának meghatározására. Ennek oka nem a műszerek fejletlenségében keresendő, hanem egyéb, nehezen áthidalható problé-

mákban. Általában elmondható, hogy a földi mérés pontossága csökken a famagassággal. Több faj (pl. a bükk vagy a fenyő) sok esetben olyan zárt állományt alkot, hogy az egyes fák legmagasabb pontja nem látható. E pont definíciója sem egyértelmű, különösen, ha a törzs valamilyen irányba dől vagy nem egyenes. Ilyen esetekben az értelmezés a mérés céljától függően változhat. Az erdőborította völgyekben az elvileg nagy pontosságú GPS sem képes néhány méteres pontosságnál jobbat elérni, vagyis még a fa tővének abszolút térbeli helyzete sem határozható meg pontosan. Igen sok bizonytalansági tényező nehezíti tehát az egyes fák magasságának földi meghatározását.

A távérzékeléses módszerek használata a famagasság meghatározásában szintén hosszú múltra tekint vissza. A legpontosabb eredményeket az egyes fák magasságának meghatározásában a sztereo-képpárokon végzett „kézi” mérések adták, illetve az ezekből készített felületmodellek (BÁN 1996). Ezeknek az előállításuk azonban igen idő- és munkaigényes, valamint a láthatóság itt is okozhat problémát.



1. ábra Erdőrészletenkénti átlagos magasságok különböző állományok esetében 1993 (gyertyán, kocsánytalan tölgy, bükk)

Figure 1. Mean tree heights in the forestry sections in the case of different stands 1993 (hornbeam, sessile oak and European beech)

Az erdészeti gyakorlatban az üzemtervekben állományonként számolt átlagokat rögzítenek. Ez az adat megfelel a gazdálkodás céljainak, de felvet néhány problémát. Mivel a tervezés egysége az erdőrészlet, az eltérő magasságú állományok térbeli helyzetét a részleten belül az üzemterv nem rögzíti (1. ábra). Előfordulhat, hogy valamelyik külön leírt állomány egy másik alatt szórtnan helyezkedik el. Ahol a termőhelyi tényezők térbeli változatossága nagy (mint például egy karsztfennsíkon), ott a valós viszonyok az üzemterv alapján igen nehezen rekonstruálhatóak. Idősoros vizsgálatoknál a helyzetet nehezíti, hogy az erdőrészletek határát gyakran módosítják, és a módosított hovatartozású területek változásait utólag kinyomozni szinte lehetetlen.

### Anyag és módszer

Egy idősebb, természetközeli állapotú erdő esetében a termőhelyi tényezők változatosságát kifejező egyik fontos adat a fák magassága. Ez az adat nagyobb területen földi famagasság-mérésekkel vagy sztereo-képpárokon végzett manuális mérésekkel állítható elő; az előállítás egyszerűbb és gyorsabb módja digitális terepmodell (DTM) alkalmazása. Az ebből származtatott famagasság-modell pontosságának és felhasználhatóságának kérdéseit vizsgáltuk az Aggteleki-karszt területén. A Haragistya területét lefedő felületmodellt Zboray Zoltán (HM Térképészeti Kht. Fotogrammetriai Alosztály) állította elő 2004-es légifelvételéből, majd ebből készítette el a famagasság-térképet (2a-b ábra).

A modell (ZBORAY 2006) előállításának alapelve, hogy a domborzatmodellel szemben a felületmodell tartalmazza a földfelszínen megtalálható objektumok magasságát is, így a két modell különbsége megadja ezeknek az objektumoknak a magasságát. Összefüggő, zárt erdőállományban a különbségtérkép a fák magasságát adja meg. A kérdés az, hogy a modell által bemért, és a felület számításához használt pontok hol helyezkednek el a lombkoronában. A felületmodell előállítási módjából elvileg az következik, hogy zárt állományban a pont abban a magasságban helyezkedik el, ahol a legsűrűbb a lombkorona, vagyis az uralkodó helyzetű fák csúcsa közelében. Így a famagasság-modell nagy valószínűséggel ezt a felületet írja le, és annál pontosabban, minél sűrűbb a lombkorona.

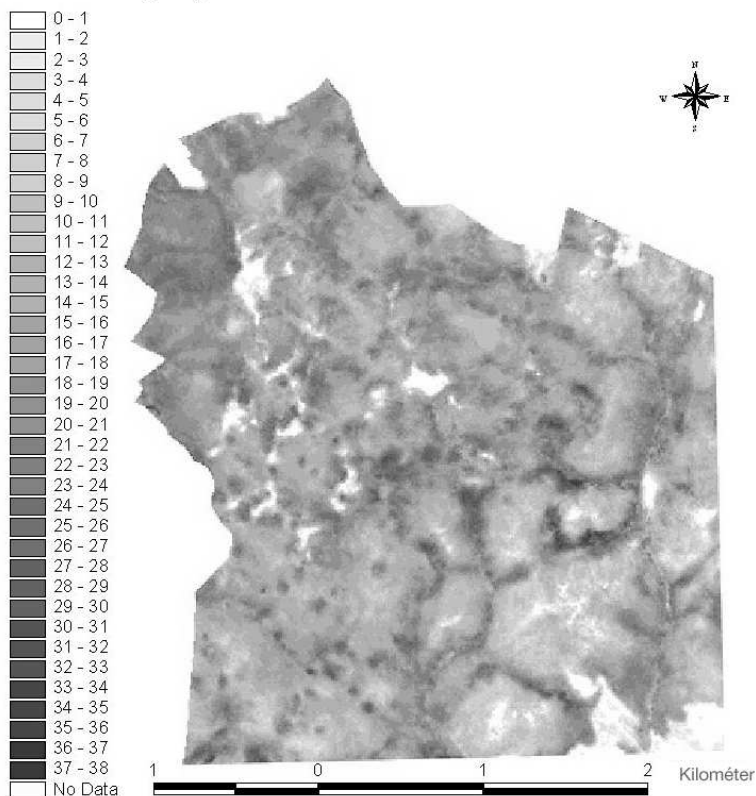
A modell ellenőrzése két, eltérő időpontban és módszerrel végzett felmérésen alapul. A felméréseket az Aggteleki-karszton található Haragistya területén (2a ábra) végeztük el. A mintaterület kiválasztásában fontos szerepet játszott többek között az, hogy részletes háttérinformációval rendelkezünk a terület történetéről és a jellemző használatokról, melyek meghatározóak az erdő jelenlegi képezének kialakulásában, így a magasság-értékek eloszlásában is. A Haragistya az Aggteleki Nemzeti Park szigorúan védett A-zónájának az országhatár által körbeölelt csücskében található. A terület a Szilicei-fennsíkhhoz tartozik, egy jellegzetes karsztplató, igen változatos mikrodomborzattal. A jelenlegi vegetáció elsősorban gyertyános-tölgyes, a gerinceken száraz melegkedvelő tölgyes, a mélyedésekben, völgyekben bükkös vagy bükkal elegyes tölgyes, de kisebb-nagyobb foltokban ültetett fenyveseket és irtásréteket is találunk. Az északi részen, az egykori erdészház környékén az 1930-as évek óta intenzív fenyves telepítés folyt, a terület déli részein található őshonos fajok alkotta idősebb erdőkben azonban néhány gyérítést leszámítva nem történt jelentős beavatkozás. A méréseket mindkét esetben ez utóbbi állományokban végeztük el.



2 a. ábra A mintaterület elhelyezkedése (forrás: www.anp.hu)

Figure 2 a. The study area (source: www.anp.hu)

Modellezett fagmagasság



2 b. ábra A Haragistya (Aggteleki Karszt) terepmodellből származtatott fagmagasság-térképe

Figure 2 b. The tree height map of the Haragistya karst plateau (Aggtelek karst) derived from a Digital Surface Model

Az első felmérés 2005. július 2–7. között zajlott. Úgy ítéltük meg, hogy a lombkorona miatt a kézi GPS-szel történő abszolút helymeghatározás nem célravezető. Ehelyett relatív meghatározással próbálkoztunk, vagyis felálltunk egy ismert koordinátájú ponton, majd onnan kiindulva tájolóval irányt, és Vertex III típusú ultrahangos távolságmérővel vízszintes távolságot mértünk. A nyíltabb helyeken kiegészítésként alkalmaztuk a kézi GPS-t, valamint kihasználtuk a domborzat változatosságát az utólagos korrekció során. A mintapontok egymástól 30 m-re helyezkedtek el, minden esetben a 4 legközelebbi fa került felmérésre. Rögzítettük a fák relatív helyzetét a ponthoz képest, meghatároztuk a fajt, mellmagassági átmérőt (átmérő 1,3 m magasságban) és a magasságot. A magasságméréshez szintén Vertex III-at használtunk. A négy legközelebbi fa kiválasztásánál alászorult, illetve álló holt egyedeket nem vettünk figyelembe. 71 pontban 283 faegyed került felmérésre.

A méréssorozatot úgy irányítottuk, hogy valamennyi jellemző erdőtípusból legyen mérés, valamint hogy ellenőrizhessük a famagasság-modell és a domborzat jól látható összefüggését is. Sajnos az ismert koordinátájú pontok elhelyezkedése és a közlekedés nehézségei miatt a száraz, melegkedvelő tölgyesek kissé alulreprezentáltak.

A második felmérést 2005. augusztus 6-án végeztük. Mivel ez a felmérés más célokat is szolgált, némileg eltérő módszereket alkalmaztunk. A pontokat kézi GPS segítségével határoztuk meg, de jellemző helyeken (út közelében, töbor oldalában). A kiválasztásnál szempont volt, hogy az adott pont környékén a törzssűrűség minél kisebb legyen. Minden pontban nagyjából a 20 legközelebbi fa került felmérésre (5 pontban összesen 115 faegyed), a rögzített adatok és a mérés módja megegyezett az első méréssel, de valamennyi álló fát figyelembe vettük.

Az elemzéshez az SPSS 11 statisztikai szoftvert használtuk.

Noha eredetileg a felületmodell pontosságának meghatározására törekedtünk, az általunk kimutatott hiba ezen kívül magában foglalja a domborzatmodellt, a földi famagasság-mérés, valamint az abszolút helymeghatározás lehetséges hibáit is.

$$\text{SUM\_E} = \text{E} + \text{HE} + \text{DE} + \text{XYE}$$

SUM\_E: A famagasságmodell és a mért adatok eltérése (összes hiba)

E: a felületmodell hibája (a keresett érték)

HE: a földi mérés hibája

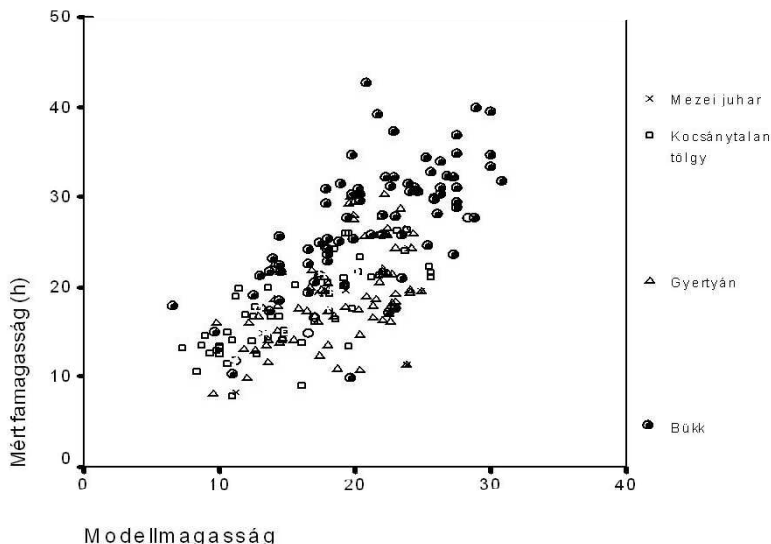
DE: a domborzatmodell hibája

XYE: az abszolút helymeghatározás pontatlanságából adódó hiba

### Eredmények és megvitatásuk

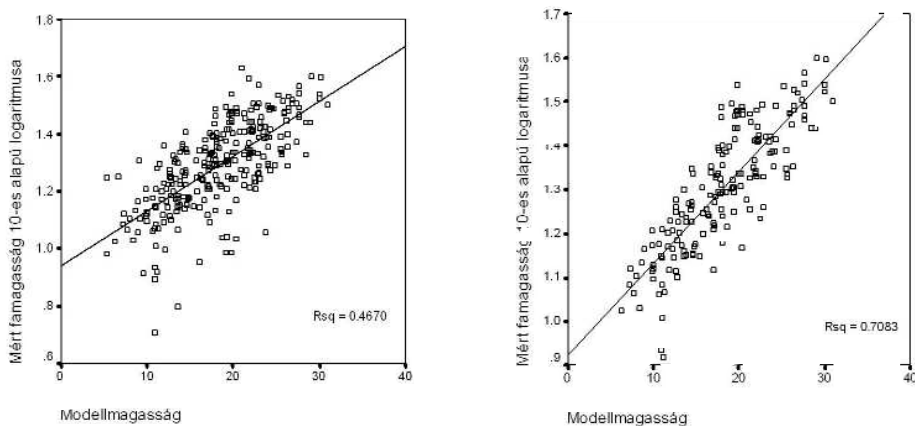
Az első mérés adatait összevetve a modellel (3. ábra) látható, hogy a scatterplot pontjai nem teljesen egy egyenes mentén helyezkednek el. Ez elsősorban a bükkfák esetében mért kiemelkedően magas értékeknek köszönhető, hiszen a modell értékei 35 m alatt maradnak, míg a mért értékek maximuma 42 m volt. Az összehasonlításhoz emiatt a mért magasságok 10-es alapú logaritmusát használtuk fel.

Az első mérés során az összes fa mért adatai és a modell összevetésekor R2 értéke 0.48-nak adódott (4a. ábra). Bár ennél a méréssorozathoz az uralkodó szintnél feltűnően



3. ábra Az első mérés adatainak összevetése a fmagasság-modell értékeivel

Figure 3. The data of the first field measurement compared to the values of the tree height model



4 a-b. ábra Faegyedenkénti összevetés

a.) az összes megmért fa esetében b.) az átlagtól 15%-nál nem többel eltérő fák esetében

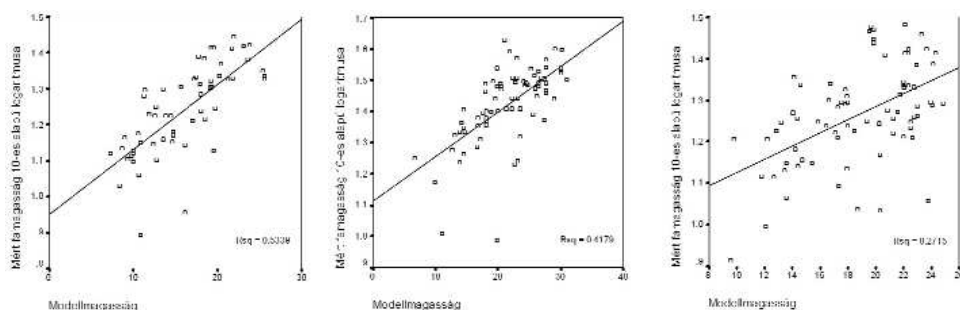
Figure 4 a-b. Comparison by individuals in the case of a.) every measured tree

b.) trees with a difference less than 15% from the mean of their surroundings

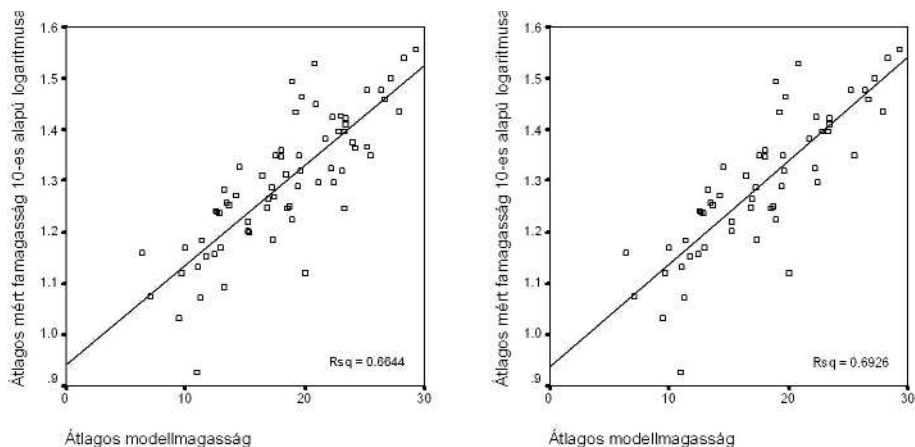
alacsonyabb, a modell által nagy valószínűséggel „nem látható” fákat eleve kizártuk a mérésből, a fánkénti összehasonlítás eredményét jelentősen módosította a pont átlagától több, mint 15%-kal eltérő egyedek kizárása az összevetésből ( $R^2=0.7$ ) (4b. ábra).

A fafajokra jellemző eltérő átlagos magasságok miatt érdekesnek ígérkezett a fajonkénti összevetés. A területen legnagyobb számban megtalálható három faj, a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), a bükk (*Fagus sylvatica*) és a gyertyán (*Carpinus betulus*) esetében végeztük el az összehasonlítást (5a-b-c. ábra). A legjobb egyezést a mért értékek és a magasságmodell között a kocsánytalan tölgy esetében találtuk, míg a bükk vala-





5 a-b-c. ábra Faegyedenkénti összevetés a.) kocsánytalan tölgy b.) bükk c.) gyertyán esetében  
 Figure 5 a-b-c. Comparison by individuals in the case of a.) sessile oak b.) hornbeam c.) European beech



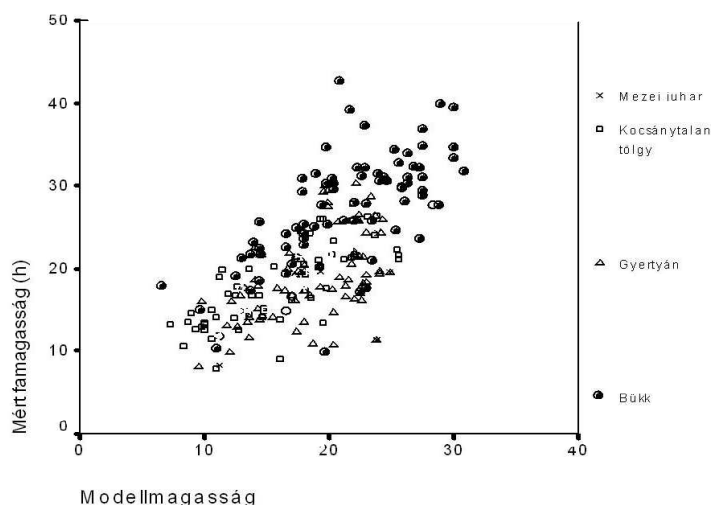
6 a-b. ábra Az első mérés során vizsgált pontok számtani átlagai összevetve azon pixelek átlagaival, ahová a.) a mérések estek b.) uez. azon pontok esetében, ahol az átlag és a medián különbsége < 1m

Figure 6. a-b The means of tree height values measured in the first series compared to the means of the pixel values in the case of a.) all the measurement points b.) those points where the difference between the mean and median does not exceed 1 m

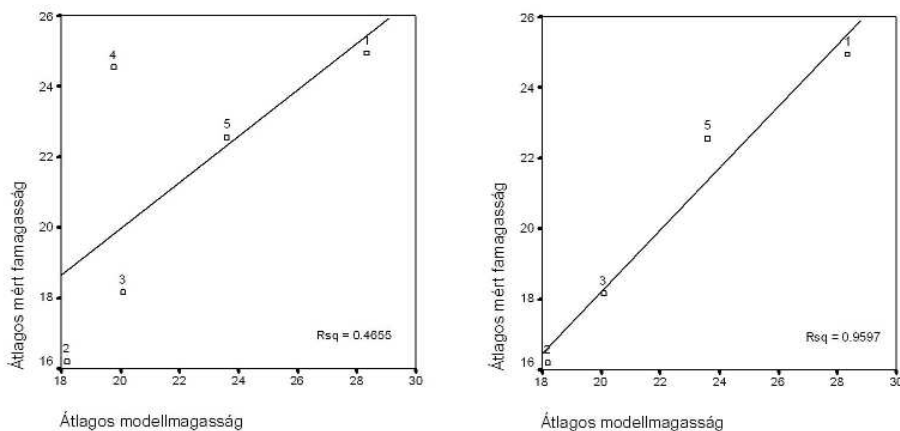
mivel kisebb értéket adott. A gyertyán esetében a korrelációs együttható értéke nagyon kicsi. A területen a kocsánytalan tölgy tekinthető az uralkodó fafajnak, amely majdnem minden domborzati helyzetben és kitértségben megtalálható, ráadásul általában az uralkodó szintben. A bükk magasabb állományokat alkot, szintén gyakran található meg az uralkodó szintben, azonban sokszor kimagasló egyedeket is találunk. A gyertyán is nagyon gyakori faj, de általában második lombkoronaszintet alkot. Így a fajonkénti bontásban történő összevetés is megerősíti a feltételezést, hogy készítése során a modell a pontokat az uralkodó szintből veszi.

Az első mérés során vizsgált pontok számtani átlagait összevetve azon pixelek átlagaival, ahová a mérések estek, R2 értéke 0.68-nak adódott (6a. ábra). Mivel pontonként csak négy fát mértünk fel, az átlagok nem biztos, hogy az uralkodó szint magasságát írják le. A többszintű állományok kiszűrésére azt a módszert választottuk, hogy a pontban felmért fák magasságainak átlagát és mediánját kivontuk egymásból. Azokat a pontokat, ahol a különbség abszolútértéke meghaladta az 1 m-t, kizártuk az elemzésből





7. ábra A második mérés adatainak összevetése a modellel  
 Figure 7. The data of the second field measurement compared to the values of the tree height model



8a-b. ábra A második mérés pontátlagainak összevetése a modellátlagokkal  
 Figure 8a-b. The means of the points of the second field measurement compared to the means of the relevant pixels of the tree height model

(6b. ábra). Ez valamennyire megjavította az eredményt, de jelentős változást nem hozott.

A második mérés összes adatát összevetve a modellmagasságokkal meglepően gyenge eredményt kaptunk ( $R^2=0.1$ ) (7. ábra). Ennek az oka részben az, hogy a sorozatban a szociális helyzetre, „láthatóságra” tekintet nélkül minden egyes fát megmértünk. Egy másik lehetséges ok, hogy a felmért fák között elég magas volt a bükk aránya, ami a földi mérés eredményeit rontja. Az átlagok összehasonlításánál készített scatterplot is szolgálhat magyarázatul a gyenge eredményre: látható, hogy az 1–3, valamint az 5. pontok egy egyenes mentén helyezkednek el, míg a 4. pont erősen kilóg (8a. ábra).

A pontot közelebből megvizsgálva kiderült, hogy egy magasabb, bükk dominálta, és egy alacsonyabb, gyertyán dominálta állomány határán helyezkedik el. A terepi jegyzőkönyvben szerepel, hogy az út jobb oldalán, a völgy oldalában történt a mérés, a kézi GPS adatai alapján történt bevitel során azonban a pont kb. 20 m-t csúszott dél felé, és a térinformatikai rendszerben már az út bal oldalán, egy kevésbé lejtős területen helyezkedik el.

Mivel eleve állományhatárra esett, az összehasonlítás során a kétpixelnyi elcsúszás jelentősen megzavarhatta az eredményeket.

Az átlagok összehasonlítása során a 4. pontot eltávolítva R2 értéke 0.95-re ugrik (8b. ábra). Ez az eredmény, bár biztató, a pontok kis száma miatt legfeljebb jelzésértékű lehet. Azt mindenesetre megerősíti, hogy érdemes az átlagokat vizsgálni, és hogy az átlagok előállítását adott pontban érdemes a második méréssorozat esetében alkalmazott módszerrel elvégezni, mivel a négy fa alapján felírt átlag még akkor sem biztos, hogy jól leírja az állományt, ha a négy fát az uralkodó szintből választjuk.

### Következtetések

A famagasság-modell pontosságának meghatározását nehezíti, hogy a modell hibáján kívül a készítéshez felhasznált domborzatmodell, a helymeghatározás és a terepi famagasságmérés hibái is bizonytalanságot visznek az összehasonlításba. Az eredmények ugyanakkor megerősítik azt a feltevést, hogy a modell adott pontban nem az egyes fák, hanem az uralkodó szint magasságát írja le, amit a mért adatok esetében az adott pontban mért fák átlagával vagy az átlagtól 15%-nál nem többel eltérő fák figyelembe vételével közelítettünk. Az átlag alkalmazása csökkent a földi mérésből és a helymeghatározásból adódó hiba mértékét is, ugyanakkor többszintű állományok esetében használata az uralkodó szint közelítésére félrevezető lehet. Az első méréssorozat alapján a mért és a modellértékek egyezése az átlagok esetében kb. 70%. A második méréssorozat biztatóbb eredményei (4 pont esetében 95%-os egyezés) azt sugallják, hogy a reális összehasonlításhoz pontonként több fa megmérése van szükség.

A modell elsősorban az erdészeti üzemtervek hatékony kiegészítéseként lehet alkalmazható; az eltérő magasságú állományok erdőrészleten belüli elhelyezkedéséről szolgáltat térbeli információt.

### Köszönetnyilvánítás

A vizsgálat a T048356 sz. OTKA támogatásával zajlott, és nem lett volna kivitelezhető az Aggteleki Nemzeti Park munkatársai, elsősorban Szmorad Ferenc támogatása nélkül. A terepi mérések elvégzésében Rákos Magdolna és Talabér Emánuel nyújtott segítséget. Külön köszönet Gergely Zoltánnak a famagasság-mérés bizonytalanságairól folytatott eszmecsereért.

### Irodalom

- BÁN I. 1996: Erdészeti alkalmazott biomatematika. Akadémiai Kiadó, Budapest
- KEVEI-BÁRÁNY, I. 2004: A karsztökológiai rendszer szerkezete. Karsztfejlődés IX: 65–74
- ZBORAY Z. 2006: Az erdő növekedésének vizsgálata térinformatikai és fotogrammetriai módszerekkel karsztos mintaterületen – a kötetben. Tájökológiai Lapok, 4(2): (megjelenés alatt)

## POSSIBILITIES OF USING A TREE HEIGHT MAP DERIVED FROM A DIGITAL SURFACE MODEL IN A KARST AREA

E. TANÁCS<sup>1</sup>, I. KEVEINÉ BÁRÁNY<sup>2</sup>

Department of Climatology and Landscape Ecology  
University of Szeged

6722 Szeged Egyetem u. 2. PO Box 653

<sup>1</sup>nadragulya@geo.u-szeged.hu

<sup>2</sup>keveibar@earth.geo.u-szeged.hu

**Keywords:** Digital Surface Model, Digital Terrain Model, tree height, karst, Haragistya

The claim to understand the wider context of the karsts' environment only appeared in the last few years, especially with regard to the vegetation cover. The composition and growth rate of vegetation is defined by an interaction between the environmental factors and therefore changes in these characteristics can indicate the changes of the whole system. Due to their geographical position the potential vegetation of Hungarian karsts is mainly mixed-stand deciduous forest. In the case of an old, near-natural forest one of the indicators describing the cumulative effect of the environmental factors is the height of the trees. These data are rather hard to acquire by field measurements for large areas but they are easy and fast to produce by remote sensing methods. One of these methods is deriving tree height from a Digital Surface Model. In this study we examined the possibilities of using this method in a karst area. In order to determine the accuracy of a tree height model derived from aerial photos of 2004 we carried out two series of field measurements in the Aggtelek karst area in summer 2005. Although the error of the model, the errors of navigation and that of the field measurements add up, which makes statistical analysis complicated; it is clear that the model describes stand height rather than the height of individuals. On the basis of the results our conclusion is that tree height maps derived from Digital Surface Models can serve as a useful complementary to the forest management plans, especially in areas where the resolution of the plan does not match the diversity of the surface.

## ÁRTÉRFEJLŐDÉS ÉS NÖVÉNYZET KAPCSOLATÁNAK VIZSGÁLATA A MAROS HULLÁMTERÉN (BIOGEOMORFOLÓGIA)

BLANKA VIKTÓRIA, KISS TÍMEA

Szegedi Tudományegyetem Természettudományi Kar  
Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék  
6723 Szeged, Egyetem u. 2–6. e-mail: blankav@gmail.com

**Kulcsszavak:** kanyarulatfejlődés, mederszűkülés, dendro-geomorfológia, Maros

**Összefoglalás:** A bemutatásra kerülő kutatásban a Maros alsó szakaszán a folyó és a növényzet kapcsolatrendszerében, a kanyarulatfejlődés mértékét és a partépülés sajátosságait vizsgáltuk dendro-geomorfológia segítségével. Eredményeink szerint az új övzátanyfelszín kialakulása csak árvízi magasságokhoz köthető, de a fák megtelepednek a meder alacsonyabb felszínein is a hosszan tartó kisvízes időszakokban. A meder szűkülésével a partépülés lehetősége egyre korlátozottabbá válik, hiszen a fás növényzettel borított erodálódó partszakaszok stabilizálódnak, ugyanakkor a csupasz partoldalakon jelentős mértékű erózió történt.

### Bevezetés

A Marost a folyószabályozási munkák során csaknem teljesen kiegyenesítették, mesterséges mintázatot kényszerítve a folyóra (KISS és SIPOS 2004). Az azóta eltelt időszak alatt a vizsgált szakaszon intenzív meder-, meander- és övzátanyfejlődés kezdődött.

A kutatás célja, hogy a Maros alsó szakaszán, két kanyarulatban az elmúlt ötven évben történt változásokat megvizsgáljuk, és a partépülés sajátosságait meghatározzuk az eltérő fejlettségű kanyarulatokban. A kutatás során dendro-geomorfológiai vizsgálatot végeztünk a kanyarulatok domború oldalán, hogy megállapításuk, hogy a különböző korú övzátany felszínnek mely években rakódtak le. Így célunk volt az is, hogy kapcsolatot állítsunk fel a különböző zátanyformák létrejötté és a vízállások között, illetve megvizsgáljuk a növényzet szerepét a part stabilizálásában.

#### 1) Az újonnan létrejött felszínnek és a vegetáció mintázatának kapcsolata

Természetes körülmények között az ártéri puhafás növényzet megtelepedését az újonnan létrejött felszíneken az áramlások jelentősen befolyásolják. A fák megtelepedésére alkalmas felszíneket többféle fluviális folyamat létrehozhat, melyek közül a legfontosabb a mederszélesség csökkenés és a meanderezés során a belső ív épülése (SCOTT et al. 1996).

##### a) A mederszélesség csökkenése

Mederszélesség csökkenés során létrejött felszínnek azoknál a folyóknál fontosak, amelyeknél nagymértékű mederszélesség ingadozás tapasztalható. Mederszélességcsökkenés bekövetkezhet áradás által előidézett szélességnövekedést, klímaváltozást, emberi beavatkozást követően vagy területhasználat változás hatására. A mederszélesség csökkenés közvetlen kiváltó oka általában olyan időszak, amikor néhány éven keresztül a teljes meder átdolgozásához szükségesnél kisebb méretű áradások fordulnak elő, így a növényzet megtelepedhet a mederben (OSTERKAMP és COSTA 1987). A megtelepedett fák általában nem pontosan azonos korúak (FRIEDMAN 1993), az alacsony vízállású

időszakban bármikor megtelepedhetnek. A létrejött felszínnek alakja szabálytalan, azonban a leghosszabb tengelyük folyásiránnyal párhuzamos.

b) Meanderezés

A meanderező folyók általában alacsony szélesség-mélység aránnyal és folyamatos medervándorlással jellemezhetőek. A legnagyobb mennyiségű üledék-lerakódás az övzátányokon történik. Az övzátányok mentén sávokban alakulnak ki új felszínek, melyek párhuzamosak a kialakulásukkor megfigyelhető lefolyási iránnyal (EVERITT 1968, NOBLE 1979), és a rajtuk megtelepedett fák azonos korúak.

2) A növényzet hatása a meder morfológiára és a partfal stabilitására

A partok mentén megtelepedett vegetáció jelentős hatást fejthet ki a meder morfológiára, ez a hatás azonban összetett és még nem teljes mértékben ismert. Hatása van a partfal erodálhatóságra és a stabilitásra. SMITH (1976) valamint KIRKBY és MORGAN (1980) vizsgálatai szerint a sűrű növényzet egy vagy két nagyságrenddel csökkentheti a fluviális erózió hatékonyságát. Ugyanakkor a fák mederbe benyúló törzse lényegesen módosítja a partmenti áramlási sebesség és a nyírórő megoszlását (KOUWEN 1987). MASTERMANN és THRONE (1992, 1994) véleménye szerint a parti vegetáció lehetséges hatása a meder teljes áramlási kapacitására szoros kapcsolatban van a meder szélesség-mélység arányával. Kimutatta, hogy a parti vegetáció ellenállása csak azoknál a vízfolyásoknál jelentős, ahol a szélesség és a mélység aránya kevesebb, mint 12, azonban a legtöbb természetes vízfolyásnál ez az arány magasabb.

A meder morfológiára a növények típusa, elhelyezkedése, kora és egészségi állapota is hatással van, mivel befolyásolják a part erodálhatóságát és áramlással szembeni ellenállását (HICKIN 1984). A bokros, sűrű lágyszárú növényzet és a fák eltérő hatást fejtenek ki, mivel a fák merev törzse az alacsonyabb lágyszárú növényzettel szemben nagyméretű érdesség elemek. MASTERMANN és THRONE (1992, 1994) megállapította, hogy a fák térbeli mintázata határozza meg az ellenállást áramlásokkal szemben. A fák törzse csökkenti a parti zónában a fő áramlási sebességet, helyenként azonban sebességnövekedést és erős turbulenciát idéznek elő, így saját maguk és a part destabilizációját okozzák.

A gyökereknek jelentős hatása van a part anyagának mechanikai stabilitására. A gyökerek erősítik a talajt azáltal, hogy növelik a szakítószilárdságot azonban a part stabilitása ellen hat a biomassa terhelése és a szél fákra gyakorolt hatása, valamint a gyökerek partstabilizáló hatása a gyökérszóna alatt nem érvényesül és a gyökerek gyengeségi vonalat szolgáltatnak, különösen, ha elpusztulnak. A gyökerek szerepe azonban bizonytalan, további kutatások szükségesek, annak megállapítására, hogy mikor erősítik vagy gyengítik a part anyagát (LAWLER et al. 1997). Néhány kutató szerint a gyengeségi síkok kialakulása a part telítettségével van kapcsolatban. A hidrológiával összefüggő gyengeségi síkok esetén a vegetáció növelheti az állékonyságot azáltal, hogy a vegetációval borított partoknál a telítettség kevésbé gyakori, mivel felszívják a vizet a talajból, így negatív pórusnyomást idéznek elő (MASTERMANN 1994).

3) Az emberi beavatkozások hatása a folyó és a növényzet kapcsolatrendszerére

A hagyományos műszaki beavatkozások jelentős egyensúlyvesztést és környezeti problémákat okoztak, mivel a természetestől eltérő körülményeket idéztek elő, módosítva az üledékszállítást és az áradásokat. A mederformák összetettsége és az ártér geomorfológiai változatossága csökkent, így sok őshonos ártéri faj regenerációs niche le-

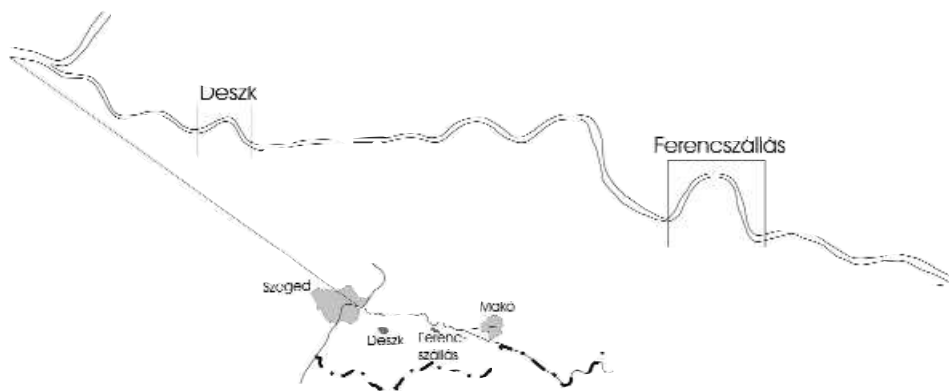
szűkült (HUGHES 1997). Ezen beavatkozások hatását azonban nehéz megbecsülni, mivel egyéb természetes változásokkal (pl. klímaváltozás, invazív fajok terjedése) összefüggnek.

Az utóbbi években azonban egy új folyószabályozási irányzat jött létre („environmentally sensitive river management”), melynek célja természetesebb meder kialakítása kísérő növényzet sávokkal, így megőrizve a diverzitást és a folyórendszer természetes stabilitását. Ahol ezek a célok megvalósulnak, lehetőség van megőrizni vagy javítani a folyórendszer környezeti és természetvédelmi értékét, ráadásul a folyó számára természetes formák és folyamatok kialakítása minimalizálja a fenntartási igényeket. Napjainkra újragondolják a hagyományos módon szabályozott folyórendszereken a beavatkozásokat, a helyreállítják a meanderező mintázatot, a gázló-üst medermorfológiát, valamint egy szélesebb ártéri folyosót („river corridor”) alakítanak ki, amelyben a folyó szabadon vándorolhat (HEY 1997).

### Anyag és módszer

A mintaterületek a Maros alsó, teljes mértékben magyarországi szakaszán helyezkednek el. A Maros heves vízjárású nagy mennyiségű hordalékot szállító folyó, ezért felszínalakító tevékenysége igen intenzív. Vízhozama igen szélsőséges határok között változik. A makói szelvényben jellemző vízhozamok: kisvízi vízhozam a  $40 \text{ m}^3/\text{s}$ , közepes vízhozam a  $160 \text{ m}^3/\text{s}$ , a nagyvízi pedig az  $3500 \text{ m}^3/\text{s}$  (TÖRÖK 1977), az eddig mért legkisebb vízállás  $-110 \text{ cm}$ , a legnagyobb vízállás pedig  $625 \text{ cm}$  (SOMOGYI 2003). Hordalék szállításának volumene jelentős, a lebegtetett hordalék hordaléktöménysége ( $650 \text{ g/m}^3$ ) nagyobb, mint a Tiszáé (Tápénál  $340 \text{ g/m}^3$ ; BOGÁRDI 1974).

A dendrológiai vizsgálathoz kiválasztott két kanyarulat (Deszk községtől északra, 3,7–4,7 fkm között elhelyezkedő, és Ferencszállás mellett, 15–18 fkm között található kanyarulat) a Maros alsó szakaszának legintenzívebben fejlődő kanyarulatai az 1953 óta készült légifelvételek egymásra vetítése alapján és a part mentén viszonylag széles sávban húzódik természetes ártéri erdő, a kanyarulatok paramétereiben (kanyarulat fejlettség, mederszélesség, partbiztosítás megléte) azonban eltérések tapasztalhatók. (1. ábra).



1. ábra A vizsgálati területek elhelyezkedése

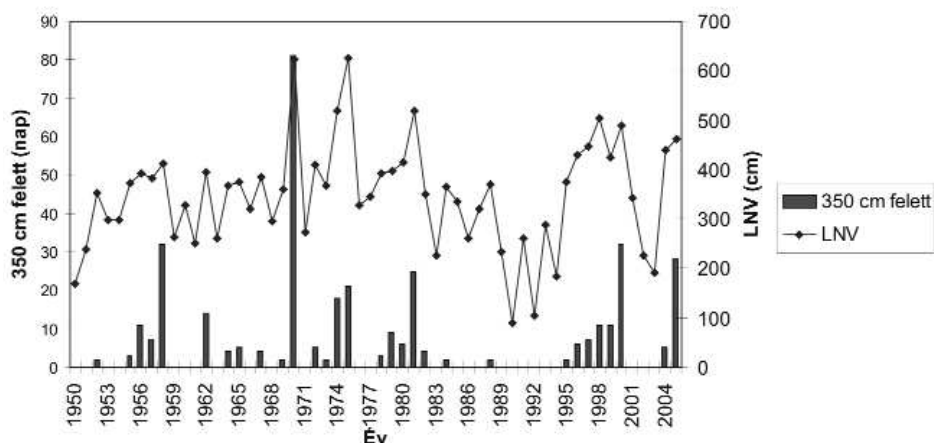
Figure 1. Location of the study area

A dendrológiai felmérés során fűz- és nyárfákat vizsgáltunk, mivel a megfigyelések szerint a nyár- és fűzfák a középvíznél magasabbra emelkedő zátonyokat már a képződésüket követő első vegetációs periódusban elfoglalják (GURNELL et al. 2001), ezáltal jól jelzik mely árvizekhez köthető nagyobb mértékű akkumuláció.

A dendrológiai felmérést a part futásvonalára merőleges, kb. 100 m távolságban felvett szelvények mentén végeztük. Az egyes felszíneken azonos korú fák találhatók, ezért szelvények mentén nem fűrtük meg az összes fát. A méréshez kézi fafűrőt alkalmazva a fákat 1 m magasságban mintáztuk meg. A fűrómagokat sztereomikroszkóp segítségével értékeltük, majd az eredmények alapján izokron térképeket szerkesztettünk.

A dendrológiai felmérés mellett geomorfológiai térképezést is végeztünk, hogy a terület legfontosabb formái és a különböző magassági szintben lévő hossza felszínek elkülöníthetők legyenek. A dendrológiai elemzés során kapott adatokat összevetettük a vízállásadatokkal (2. ábra), hogy a főbb változásokat egy-egy évhez kötni lehessen.

A növényzet hatását a part stabilitására térinformatikai módszerek – ERDAS Imagine 8.4 szoftverrel geokorrigált légifotók (1953, 1964, 1981 és 1991) – segítségével vizsgáltuk.



2. ábra A 350 cm feletti, árvizes időszakok (napokban) és a évi legnagyobb vízállások a makói vízmércénél 1950–2004 között

Figure 2. Duration of floods (water level above 350 cm) in days and the yearly maximum water levels between 1950 and 2004

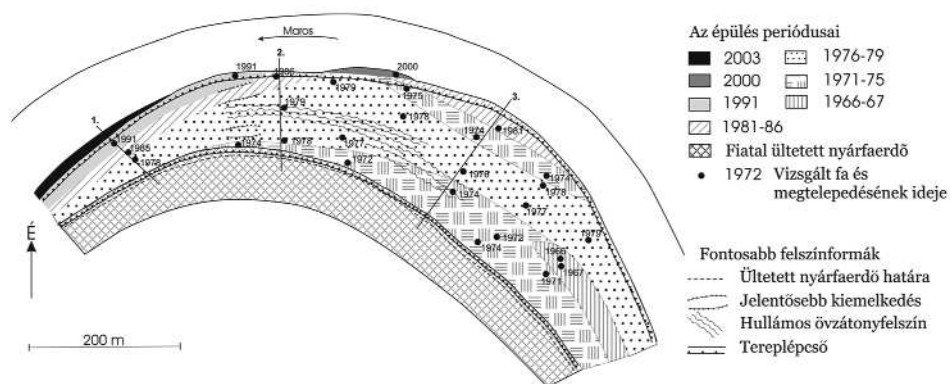
## Eredmények és megvitatásuk

### A dendrológiai vizsgálat eredményei

#### A Ferencszállás melletti kanyarulat dendrológiai elemzése

A vizsgált területen a különböző korú felszíneket jól felismerhető tereplépcsők választják el, ami lehetővé tette az egyes felszínek térbeli lehatárolását. A mintaterület (3. ábra) déli részén található felszínen fiatal ültetett nyárfaterdő található, ezért a fák kora nem ad információt a fejlődésének üteméről. A területről készült légifotók alapján azonban annyit elmondhatunk, hogy mindenképpen 1953 előtt képződött.





3. ábra A dendrológiai vizsgálat eredménye a ferencszállási mintaterületen  
Figure 3. Result of the dendrological analysis on the study area of Ferencszállási

A dendrológiai módszerrel vizsgálható legidősebb felszínen a fák 1966–67-ben települtek meg. Ez a felszín a mintaterület keleti részén szigetszerűen helyezkedik el. Az épülés következő időszaka 1971–75. A felszín képződése az 1970-es 624 cm-es víz-állású és rekordhosszúságú (350 cm felett: 81 nap). Ekkor az 1966–67-ben kialakult felszín és a partvonal közötti terület stabilizálódott, ami nyugat felé hosszban elnyúlt, valamint a parttól távolabb szigetszerűen alakult ki egy növényzet megtelepedésére alkalmas zátonyfelszín.

A következő építési periódus 1976–79, a köztes terület feltöltődésének ideje. Az 1981–86-os időszakról kezdve változik a partépítés menete. Már nem a parttól távolabb alakulnak ki az új szárazulatok, hanem a parthoz kapcsolódó és keskenyebb sávokban, melynek oka az lehet, hogy a szűkülő mederben a zátonyképződés lehetősége és a zátonyok kiterjedése csökkent. Az 1991-ben stabilizálódott felszín kialakulása elsősorban nem a magas vízállásokhoz köthető. A növények megtelepedését az 1989-ben (LNV 233 cm) és 1990-ben (LNV 90 cm) előforduló egész évben alacsony vízállások tették lehetővé az alacsonyabb zátonyfelszíneken is.

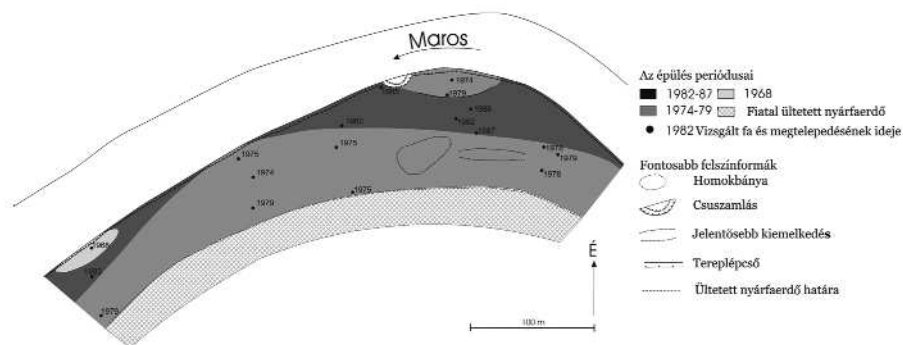
A parthoz csatlakozott egy kisebb kiterjedésű felszín, amely az 1990-es évek második felében tapasztalható magas vízállásokat hozó években rakódott le. Az árvízszintek magassága 1996 és 2000 között minden évben meghaladta a 400 cm-t.

A mintaterület nyugati részén található a legfiatalabb fás vegetációval borított felszín alacsonyabb, ezért itt csak a következő években tapasztalható egész évben alacsony víz-állások tették lehetővé a növényzet megtelepedését (2003-ban mérték a legkisebb vizet –104 cm).

### A Deszk melletti kanyarulat dendrológiai elemzése

A mintaterület (4. ábra) déli részén itt is fiatal ültetett nyárfaerdő található. A deszki kanyarulatban a fák kora alapján meghatározott fő partépítési időszakok és a partépítés tendenciája az előzővel hozzávetőlegesen azonosak, azonban míg a ferencszállási mintaterületen a part épülése keletről nyugatra haladt, az újabb felszínek nyugat felől kapcsolódnak hozzá a szárazulatokhoz, tehát folyásirányban lefelé haladva folyamatosan fiatal-

lódik a felszín, a deszki területen a partépülés párhuzamos sávokban történik, melynek oka lehet az emberi beavatkozás, valamint a kanyarulatok eltérő fejlettsége. További különbség, hogy ennél a kanyarulatnál 1987 után már nem képződtek a növényzet megtelepedése számára alkalmas felszínek.



4. ábra A dendrológiai vizsgálat eredménye a deszki mintaterületen  
Figure 4. Result of the dendrological analysis on the study area of Deszk

Mindkét területen megfigyelhető, hogy új szárazulatok kialakulására csak kiemelkedően magas, 400 cm körüli árvízi magasságok esetében van lehetőség, de a fák megtelepednek az alacsony felszíneken is a hosszan tartó kisvízes időszakokban.

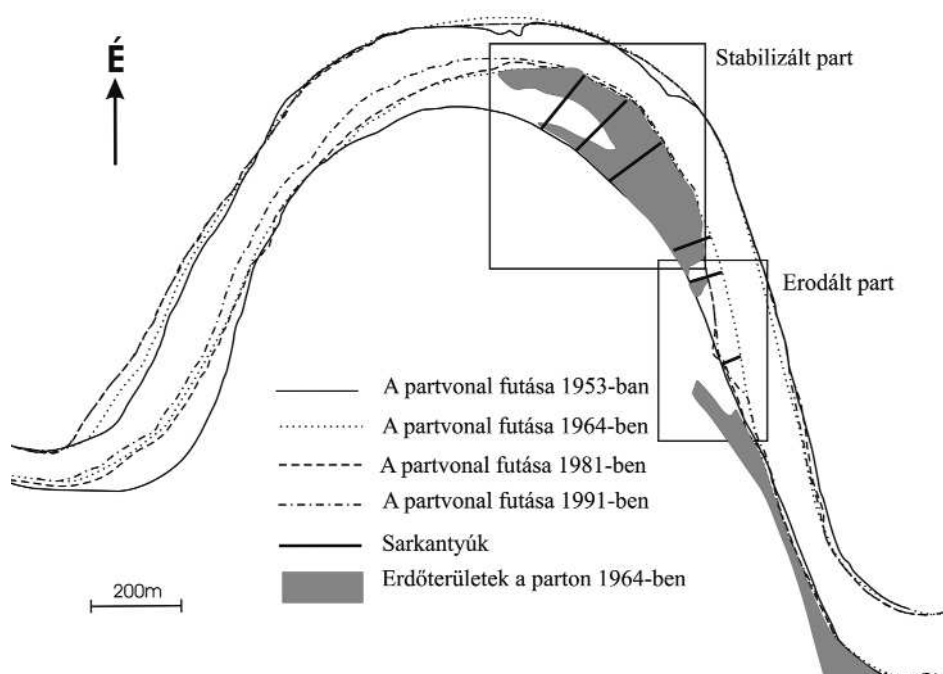
#### A növényzet hatása a part stabilitására

A partvonal futását légifotók alapján határoztuk meg a ferencszállási kanyarulatban (5. ábra). Az 1953 és 1964 közötti időszakban a mederszélesség csökkentése érdekében a domború part mentén sarkantyúkat helyeztek el – amely az 1964-es légifotón jól kivehető –, ezért ebben az időszakban jelentős partépülés zajlott, így a sarkantyúk közötti feltöltött területek a part részévé váltak és az újonnan létrejött felszínek egy részén a növényzet is megtelepedett.

Az 1964 és 1981 közötti időszakban megfigyelhető, hogy jelentős mértékű part-erózió történt a partnak azon a szakaszán, ahol nem telepedett meg a növényzet, míg a vegetációval borított alsóbb partszakaszokon az erózió nem tapasztalható, melyben szerepe lehet a fák partstabilizáló hatásának. A part ilyen mértékű eróziója feltehetően az 1970-es évek elején előforduló kiemelkedő árvizekkel zajlott, amikor a folyó felszínformáló ereje nagy mértékben megnőtt. 1981-re a légifotó alapján már a part teljes mértékben vegetációval borítottá vált és további jelentős part-erózió nem történt.

#### Köszönetnyilvánítás

A kutatást az OTKA 62200 sz. pályázata támogatta



5. ábra: A növényzet hatása a part stabilitására  
Figure 5. Effect of the vegetation on bank stability

### Irodalom

- BOGÁRDI J. 1974: Sediment transport in alluvial streams. Akadémiai kiadó Budapest.
- EVERITT B. L. 1968: Use of the cottonwood in an investigation of the recent history of a floodplain. *Am. J. of Sci.* 266: 417–439.
- FRIEDMAN J. M. 1993: Vegetation establishment and channel narrowing along a Great-Plains stream following a catastrophic flood. Dissertation, University of Colorado, Boulder, Colorado.
- GURNELL A. M., PETTS G. E., HANNAH D.M., SMITH B. P. G., EDWARDS P. G., KOLLMANN J., WARD L. W., TOCKNER K. 2001: Riparian vegetation and island formation along the gravel-bed Fiume Tagliamento, Italy. *Earth Surf. Proc.* 26: 31–62.
- HEY R. D. 1997: River engineering and management in the 21st century. In: THRONE, C. R. et al (edit.): *Applied Fluvial Geomorphology for River Engineering and Management*. Wiley, Chichester pp. 3–13.
- HICKIN E. J. 1984: Vegetation and river channel dynamics. *Can. Geogr.* 28: 11–126.
- HUGHES M. R. F. 1997: Floodplain geography. *Progress in Physical Geography* 21: 501–529.
- KIRKBY M. J., MORGAN R. P. C. 1980: *Soil Erosion*. Wiley, Chichester.
- KISS T., SÍPOS GY. 2004: A Maros medermintázatának megváltozása a szabályozások hatására. In: FÜLEKI GY. (szerk.): *A táj változásai a Kárpát-medencében*. pp. 183–190
- KOUWEN N. 1987: Velocity distribution coefficient for grass-lined channels. Discussion of paper 20435 by D.M. Temple. *Proceedings of the Am. Soc. Of Civil Engineers, J. of Hydr. Engineering* 113: 1221–1224
- LAWLER D.M. et al. 1997: Bank erosion and instability. In: THRONE, C.R. et al (edit.): *Applied Fluvial Geomorphology for River Engineering and Management*. Wiley, Chichester pp. 137–173.
- OSTERKAMP W. R., COSTA J. E. 1987: Changes accompanying an extraordinary flood on a sandbed stream. In: MAYER L., NASH D. (edit.): *Catastrophic Flooding*. Allen and Unwin Boston pp. 201–224.

- MASTERMANN R. J. W. 1994: Vegetation effect on river bank stability. Unpublished PhD Thesis, University of Nottingham.
- MASTERMANN R., THRONE C. R. 1992: Predicting the influence of bank vegetation on channel capacity. *Proceedings of the Am. Soc. Of Civil Engineers, J. of Hydr. Engineering* 118: 1052–1059.
- MASTERMANN R., THRONE, C. R. 1994: Analitical approach to predicting vegetation effects on flow resistace. In: KIRKBY M. J. (edit.): *Process Models and Theoretical Geomorphology*. BGRG Special Publication Series, Wiley, Chichester pp.201–218.
- NOBLE M. G. 1979: The origin of *Populus deltoies* and *Salix interior* zones on point bars along the Minnesota River. *Am. Midl. Nat.* 102: 59–67.
- SCOTT M. L., FRIEDMAN J. M., AUBE G. T. 1996: Fluvial process and the estabilishment of bottomland trees *Geomorphology* 14: 327–399.
- SMITH D. G. 1976: Effect of vegetation on lateral migration of anastomosed channels of a glacier meltwater river. *Geol. Soc. Of Am. Bulletin* 87: 857–860.
- SOMOGYI S. 2003: A Tisza vízgyűjtőjének földrajzi helyzete. In: TEPLÁN I. (szerk.): *A Tisza és vízrendszere*. MTA Társadalomkutató Központ Budapest. pp. 277–305.
- TÖRÖK I. 1977: A Maros alsó szakaszának szabályozási terve. *ATIVIZIG Szeged kézirat*.
- WEAVER J. E. 1960: Flood plain vegetation of the central Missouri valley and contacts of woodland with prairie. *Ecol. Monogr.* 30: 37–64.

EFFECT OF RIPARIAN VEGETATION ON FLOODPLAIN DEVELOPMENT:  
CASE STUDY ON RIVER MAROS (BIOGEOMORPHOLOGY)

V. BLANKA – T. KISS

University of Szeged, Faculty of Sciences  
Department of Physical Geography and Geoinformatics  
6723 Szeged, Egyetem u. 2–6. e-mail: blankav@gmail.com

**Keywords:** meander development, channel narrowing, dendro-geomorphology, River Maros

Research on meander development and bank accumulation in connection with riparian vegetation was carried out on the lower section of River Maros applying dendro-geomorphology. In the 19<sup>th</sup> century the River Maros was regulated and it was nearly completely straightened, forcing unnatural channel pattern to the river. On the investigated section of river intensive meander and point-bar development have started since the regulations. The goal of the presented research was to define the nature of meander migration, the links between the water level and the development of the bars and the effect of the vegetation on the bank stability. According to the dendrological analysis new point-bar surfaces develop in case of high water levels, though, during long-lasting low-water periods vegetation can colonize lower bar surfaces stabilizing them. The vegetation plays an important role in bank stability and point-bar development. The meander development was different in the studied meanders, because of their different maturity and type.

## TERÜLETHASZNÁLAT-VÁLTOZÁS A MAROS EGY HULLÁMTÉRI ÖBLÖZETÉBEN A XIX. SZÁZADTÓL NAPJAINKIG

OROSZI VIKTOR GYÖRGY, KISS TÍMEA

Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék  
6723 Szeged, Egyetem u. 2–6. e-mail: viktor.oroszi@gmail.com

**Kulcsszavak:** Maros, tájmetria, területhasználat-változás, pollenanalízis

**Összefoglalás:** Kutatásaink során fel kívántuk tární a Maros szabályozását megelőző környezeti állapotokat, valamint az azt követő változásokat, mindez ugyanis szoros összefüggésben van a folyó hullámtérének eltérő geomorfológiai képződményein történő akkumulációval. Mivel a növényzetnek jelentős szerepe van a hullámtér érdességi tényezőjének meghatározásában, az áradások során felhalmozódó üledékanyag mintázatát és mennyiségét is befolyásolja, más egyéb paraméterekkel együtt. Emellett az egykori folyókanyarulatokban végzett palynológiai vizsgálataink értékelését is megkönnyíti, folyóvízi környezetben ugyanis a helyi vegetáció uralkodó jellegét módosíthatják az áradások során nagyobb távolságokból szállított allochton pollenek.

### Bevezetés

Az utóbbi ötven év területhasználat változásainak elemzéséhez – a forrásadatok minőségi javulásának köszönhetően – az egyszerű, leíró jellegű vizsgálatok mellett már kvantitatív jellegű vizsgálatokat is végezhetünk. A hazai szakirodalomban a táj szerkezetét és mintázatát számszerűsítő tanulmányokkal nemigen találkozhatunk. Néhány helyen megemlítik csupán a tájmetriák használatának, a földdinamika feltárásának igényét (CSORBA 1999, KEVEINÉ 2002, SZABÓ et al. 2004), esetleg a legegyszerűbb metrikák használata jellemző (DEÁK 2004). A nem természeti felszínen végzett ilyen (pl. területhasznosítás példáján felhasznált) vizsgálatok elvesztik eredeti alapjukat, belőlük geoökológiai folyamatokra kevés következtetést vonhatunk le (MEZŐSI és FEJES 2004). Véleményünk szerint azonban egy adott területen, a tájmetrikákat több időszokban alkalmazva, azok segítségünkre lehetnek a táj szerkezetében a közelmúltban – valóban legnagyobb részben emberi hatásra – bekövetkezett változások feltárásában, a tájtervezés elősegítésében.

### Anyag és módszer

Vizsgálatainkat a Maros 6,5–14,3 fkm mentén található hullámtéri területen végeztük el (1. ábra). A mintegy 13 km<sup>2</sup> kiterjedésű, Vetyehátat, Nagy-Hajlást és Hajdovát magába foglaló hullámtéri szakasz 1999 óta a Körös-Maros Nemzeti Park kezelésébe tartozó védett terület. A napjainkban használt tájbeosztás (MAROSI és SOMOGYI 1990) szerint a Marosszög kistájának része.

A folyó egykori meandereinek átmettszése 1856–58-ban történt ezen a szakaszon. A terület tengerszint feletti magassága 78–83 m közötti, legmélyebb pontjait az időszakos áradások által mára erőteljesen feliszapolódott egykori folyókanyarulatok (OROSZI és KISS 2004, OROSZI et al. 2006) és az ármentesítő munkálatok során kialakított kubik-



1. ábra A mintaterület elhelyezkedése  
Figure 1. Location of the study site

gödrök, míg a legmagasabb térszínt az egykori, valamint a jelenleg is aktív folyóhát területek jelentik.

Kutatásunk során a mintaterület környezetének jellemzőiről a szabályozásokat megelőző és azt követő időszakban, korabeli térképek segítségével alkottunk képet. Felhasználtuk Szathmáry S. 1829-ben készült „A Maros vízrajzi térképe” című munkáját, valamint a II. és III. katonai felmérés ide vonatkozó térképlapjait, 1863–64, illetve 1914-ből.

A legutóbbi 50 év során bekövetkezett területhasználat változásokat négy légifotó sorozat (1953, 1964, 1991 és 2000) segítségével követtük nyomon. Ezek az alapadatok már lehetővé tették, hogy az egyes tájfoltokat nagy pontossággal körülhatároljuk, majd területhasználati kategóriákba soroljuk. A légifotók geokorrigálása Erdas Imagine 8.6 szoftverrel, míg az egyes tájfoltok digitalizálása ArcView GIS 3.2 segítségével történt. A táj jellemzéséhez táji metrikákat alkalmaztunk, ezek meghatározása az ESRI Patch Analyst 2.2 nevű kiterjesztést használtuk fel. A vizsgálat léptékére jellemző, hogy a legkisebb körülhatárolt tájfolt mérete 15 m<sup>2</sup> volt.

A mintaterületen található erdők minőségi jellemzéséhez 1997-es erdőgazdasági üzemi térképeket és a hozzájuk tartozó adatbázist használtunk fel az Állami Erdészeti Szolgálat jóvoltából.

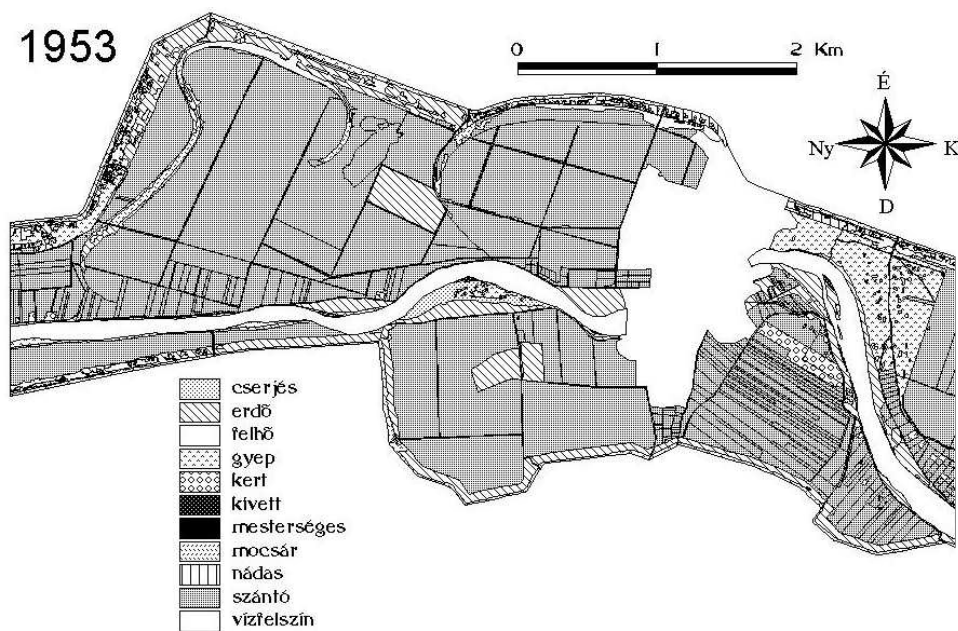
A területhasználat változásnak és a korábbi palynologiai vizsgálataink párhuzamba állításának alapját a Vetyeháti Holt-Maros medrében vett üledékminták, és az azok feldolgozásával készített pollendiagram képezte (OROSZI és KISS 2004).



## Eredmények és megvitatásuk

### Területhasználat változás

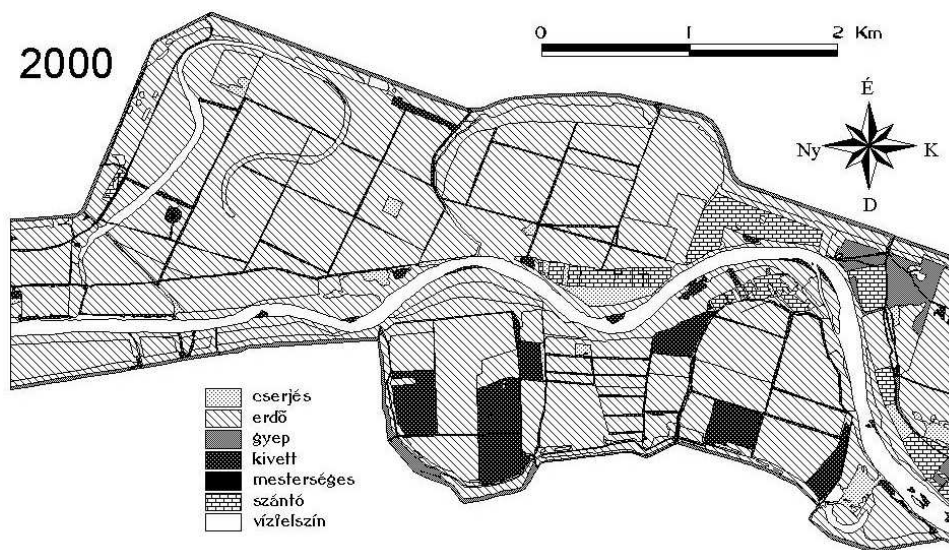
Korabeli térképek alapján elmondható, hogy a mintaterület jellege a XIX. század elejétől a XX. század fordulójáig alig változott. Vizenyős, mocsaras területek, nedves rétek és erdők uralták, majd a századforduló után kezdtek a szántók elterjedni. A hullámtér aktív mederhez közeli részei erőteljes feltöltődésnek indultak a Maros áradásai során lerakódott üledékek hatására. Ez az állapot 1953-ra már jelentősen megváltozott. A mintaterület 9%-át a légifotón egy felhőfolt takarta ki, azonban így is jól látható, hogy a szántók részaránya drasztikusan megemelkedett (60% körüli) az erdővel borított (10,7%) és vizenyős, mocsaras területek rovására (2. ábra). A következő időszakban (1964) a mintaterület jelentős mértékű fásítást figyelhetünk meg, a zömmel szabályos alaprajzú erdőterületek tovább növekednek a szántók rovására egészen napjainkig. Mára az öblözet háromnegyedét erdők borítják (2. ábra), és csupán 4–4%-a szántók, illetve gyepek területe, utóbbi főleg a töltések lábát foglalja el. A művelésből kivett és a cserjés területek részaránya folyamatosan emelkedik (3. ábra). Meg kell azonban jegyezni, hogy terepi tapasztalatok alapján a művelés alól kivett területek egy része (nyiladékok, nem használt földutak, friss irtások) a gyalogakác (*Amorpha fruticosa*) agresszív terjeszkedésének köszönhetően sok esetben a cserjével borított kategóriába is beillettek volna.



2. ábra Területhasználat, a Maros 6,5–14,3 fkm közötti hullámtéri öblözetében 1953-ban és 2000-ben

Figure 2. Land use on the floodplain of River Maros between 6,5–14,3 river km in 1953 and 2000





3. ábra Területhasználati kategóriák arányának változása 1953–2000 között  
 Figure 3. Changes in the proportion of land use categories between 1953–2000

Az osztály és táji szinten számolt metrikák közül az előbbi felhasználását hely hiányában az erdő kategória alapján kívánjuk bemutatni (1. táblázat). Az erdők átlagos foltmérete 1953 óta több mint hétszeresére emelkedett, ezzel együtt nőtt a területértékek szórása is. A legnagyobb erdőfolt aránya kezdetben több mint 10%-t jelentette az összes erdőterületnek, de a foltméretek növekedése ellenére az erdővel való borítottság abszolút növekedésével együtt lecsökkent. Az erdőfoltok alakjának egyszerűsödését, a vonalzóval megrajzolt erdőrészek kialakítását szemlélteti az átlagos alaki index. Az élsűrűség hasonló mutató, mint az adott kategória foltjainak mintaterületen mért teljes élhossza, azonban azt egységnyi területre vonatkoztatva fejezi ki. Az erdők esetében, azok többszörös terület-növekedésével párhuzamosan az élsűrűség csak duplájára emelkedett.

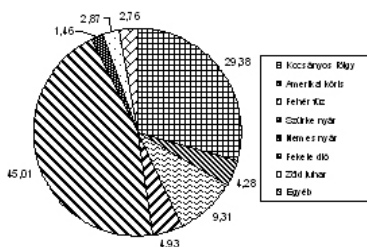
Táji léptéket nézve a Shannon-féle diverzitás index a tájdiverzitás mutatói közül a legfinomabban követi a tájszerkezeti adottságokat, a táj feldarabolódását. Figyelembe veszi az egyes élőhely típusok nagyságát és elaprózottságát (SZABÓ et al. 2004,

1. táblázat Néhány osztály szintű metrika változása az erdő kategória példáján  
 Table 1. Changes in class metrics on the example of the forest land use category

Év	Osztály területe (ha)	Foltszám	Erdő		Legnagyobb folt aránya (%)	Élsűrűség (m/ha)	Átlagos alaki index
			Átlagos foltméret (ha)	Szórás			
1953	143,06	189	0,76	2,19	11,0	80,42	1,94
1964	764,24	242	3,16	5,38	4,7	145,84	1,84
1991	951,52	199	4,78	5,13	3,4	175,69	1,80
2000	1015,67	178	5,71	6,97	4,6	172,40	1,88

McGARIGAL et al. 2002). A mintaterületre vonatkozó Shannon-diverzitási index folyamatosan csökkenő tendenciát mutat (1,73; 1,58; 1,42; majd 1,38). Meg kell azonban jegyezni, hogy ez természetvédelmi szempontból nem feltétlen jelent negatív folyamatot, köszönhetően annak, hogy az erdők dominanciája nőtt a szántók rovására, de egyes osztályok (mocsaras, kert, gyümölcsös, nádas) eltűnésének diverzitás csökkentő hatásával is számolnunk kell. Egy Makó melletti öblözetben például a diverzitási index növekedését tapasztalhattuk (OROSZI 2006), ami az egykor nagy kiterjedésű, összefüggő gyepterületek fragmentálódásának, beszántásának volt köszönhető.

A fent használt tájmetrikák az egyes foltok területét, számát és alakját használják fel a táj jellemzéséhez, ám az egyes foltok minőségi jellemzőiről nem tájékoztatnak. A területen jelenleg uralkodó erdők állapotának pontosabb jellemzését erdészeti adatok segítették. Ezek alapján tudjuk, hogy az itt található erdőknek több mint fele (54%) nemesített és idegenhonos fajokból áll. A fafajok százalékos megoszlását a 4. ábra szemlélteti.

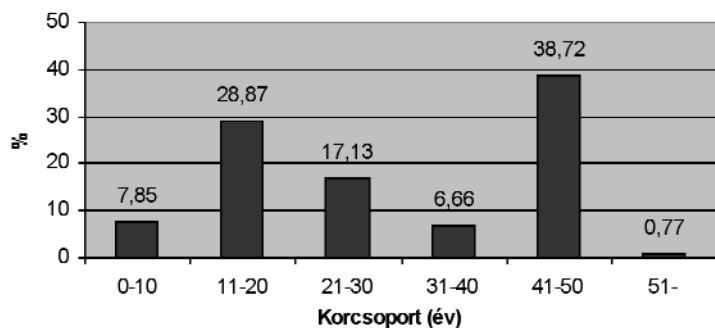


4. ábra Az erdőterületek százalékos fafaj megoszlása 1997-ben  
Figure 4. Percentage of species distribution of forest areas in 1997

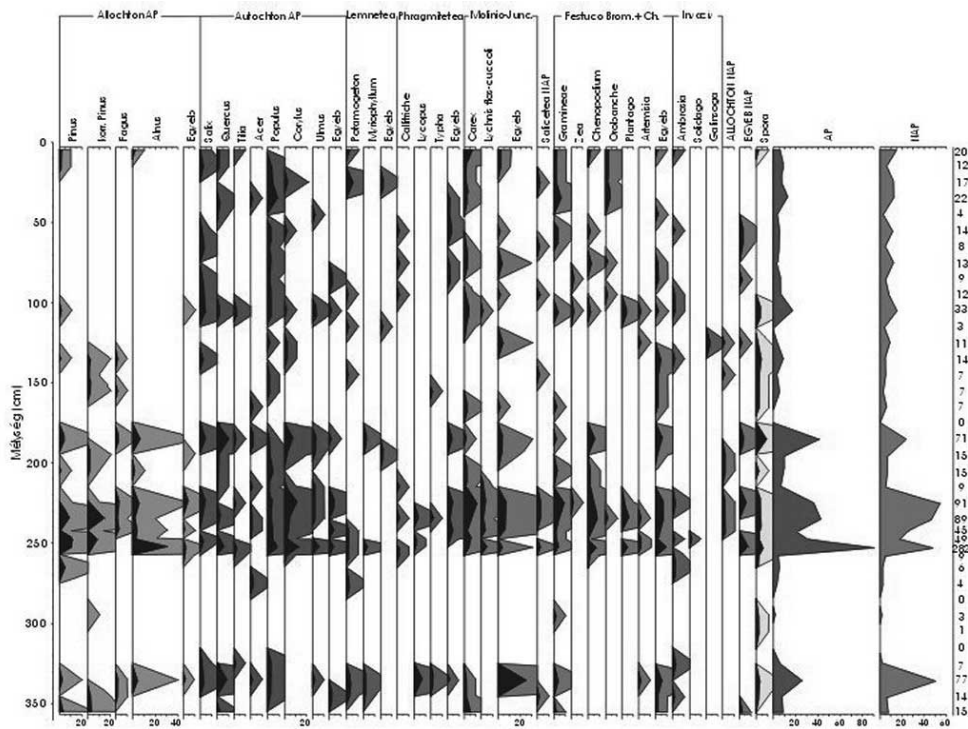
Az egyes területhasználati kategóriákhoz tartozó tájfoltok kontinuitásának vizsgálata is fontos a táj kutatás során (ARNDTNE 2001). Vizsgálhatjuk még a kategória átmenetek szabályszerűségeit is (SZILASI és KISS 2001, ROCCHINI et al. 2006). További minőségi pontosítás tehető az erdőállomány korösszetételének vizsgálatával is. A területre jellemző, hogy 1997-ben az erdőknek kevesebb, mint 1%-a volt 50 évnél idősebb (5. ábra). A 30 évesnél fiatalabb erdőknek több mint 80%-át nemes nyaras ültetvények alkotják, míg a 70 évesnél idősebbeket (0,5 ha) kizárólag kocsányos tölgy. A legidősebb erdőrészeket mindössze 85 évesek. A hosszabb távon erdő kategóriába sorolható (időben folytonos) területek aránya tehát igen alacsony. A gyepterületek közül a töltések részsűje tekinthető leginkább állandónak.

### Területhasználat változásának megjelenése a pollendiagramban

A Vetyeháti Holt-Marosban végzett kutatófúrás 255 cm-es mélységben harántolta az egykori meder durvább homoküledékét, a folyó szabályozása után arra települő rétegeket már döntően az iszap és agyagfrakcióval jellemezhetjük. Itt a mederkitöltés alsóbb rétegeiben (180–255 cm) a Maros vízgyűjtőjének távolabbi pontjairól származó pollenek magas részaránya, a hínár- és mocsári növényzet szerepe kiemelhető (6. ábra). A 110–180 cm-es zónában a pollenek száma erősen lecsökken, mivel az egykori meander erőteljesen feliszapolódott és a vízborítása időszakossá vált. Itt a száraz és



5. ábra Az erdőterületek korcsoprt megoszlása 1997-ben  
Figure 5. Age distribution of forest areas in 1997



6. ábra A Vetyehát abszolút pollendiagramja  
Figure 6. The absolute pollen diagram of the Vetyehát site

nedves gyepek növényzete, valamint a nyárfa pollenek az uralkodóak, ez vélhetően a XX. század kezdetétől az 1950–60-as évekig terjedő időszakot fedi le, és párhuzamban áll a szántók elterjedésével. A következő zónában (0–110 cm) megemelkedik a fászszerű növények szerepe, fűz, tölgy és leginkább a nyárfa pollenek magasabb számának köszönhetően, ami az 1960-as évek elején bekövetkezett fásítással áll párhuzamban. A pollen-spektrumban jelenlevő gymnóvénnyek vélhetően a mintavételi ponthoz közeli, mentett oldalon található intenzív mezőgazdasági területek hatását tükrözik.

### Köszönetnyilvánítás

A kutatást az OTKA 62 200. számú pályázata támogatta.

### Irodalom

- ARNDTNE LÓRINCI R. 2001: Földhasználat-tervezés, tájelemzés a Völgység és a Szekszárdi-dombság ölelésében fekvő „István Major külterületen” In: SZITA L., SZÓTS Z. (szerk.) A Völgység huszadik százada, struktúrák és konfliktusok III. Völgységi Konferencia Bonyhád pp. 217–230.
- DEÁK J. Á. 2004: Tájváltozás vizsgálatok élőhelyterképezés segítségével Csongrád és Szeged városok környékén. In: A magyar földrajz kurrens eredményei. II. Magyar Földrajzi Konferencia kiadványa. pp. 334–371.
- CSORBA P. 1999: Tájszerkezeti változások a bodrogeresztúri félmedencében (Tokaj-Hegyalja). Földrajzi Közlemények 123: 109–128.
- KEVEINÉ BÁRÁNY I. 2002: Tájszerkezeti vizsgálatok a tájökológiában. In: ABONYINÉ PALOTÁS J. et al. (szerk.) A magyar társadalomföldrajzi kutatás gondolatvilága. Szeged pp. 85–94.
- MAROSI S., SOMOGYI S. 1990: Magyarország kistájainak katasztere I. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet Budapest. pp. 210–213.
- MCGARIGAL K., CUSHMAN S. A., NEEL M. C., ENE E. 2002: FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. ([www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html))
- MEZŐSI G., FEJES CS. 2004: A tájmetria. In: DÖVÉNYI Z., SCHWEITZER F. (szerk.): Táj és környezet, Tiszteletkötet a 75 éves Marosi Sándornak. Budapest. pp. 229–242.
- OROSZI V. GY., KISS T. 2004: Folyószabályozás hatására felgyorsult hullámtér-feltöltődés vizsgálata a Maros magyarországi szakaszán. In: A magyar földrajz kurrens eredményei. II. Magyar Földrajzi Konferencia kiadványa. pp. 1334–1353.
- OROSZI V. GY. 2006: Két hullámtéri öblözet környezet-, és területhasználat-változásának, valamint tájszerkezetének vizsgálata a Maros mentén SZTE TTK Diplomamunka.
- OROSZI V. GY., SÁNDOR A., KISS T. 2006: A 2005. tavaszi árvíz által okozott ártérfeltöltődés a Maros és a Közép-Tisza egy rövid szakasza mentén (megjelenés alatt)
- ROCCHINI D., PERRY G. L. W., SALERNO M., MACCHERINI S., CHIARUCCI A. 2006: Landscape change and the dynamics of open formations in a natural reserve Landscape and Urban Planning 77: 167–177.
- SZABÓ M., HAJDUNÉ DARABOS G., VERES É. 2004: Új tájelemek a Duna szigetközi szakaszán: A Duna meder övzónyai In: A magyar földrajz kurrens eredményei. II. Magyar Földrajzi Konferencia kiadványa. pp. 1503–1527.
- SZILASI P., KISS R. 2001: Tájváltozás térinformatikai módszerekkel történő értékelése egy balaton-felvidéki mintaterület (Fekete-hegy) példáján. In: A földrajz eredményei az új évezred küszöbén. I. Magyar Földrajzi Konferencia kiadványa.

## LANDUSE CHANGES ON THE FLOODPLAIN OF RIVER MAROS SINCE THE XIX. CENTURY

V. GY. OROSZI, T. KISS

University of Szeged, Department of Physical Geography and Geoinformatics  
6723 Szeged, Egyetem u. 2–6. e-mail: viktor.oroszi@gmail.com

**Keywords:** River Maros, landscape metrics, landuse change, pollen analysis

During our research we intended to determine the pre- and post-regulation environmental conditions of the Maros floodplain, since these factors are in a very strong relation with the type and amount of sedimentation. As the vegetation has an important role in determining the friction coefficient of the floodplain, it influences significantly the pattern and quantity of sediment accumulation. Besides, the evaluation of the vegetation cover also helps in the analysis of the palynological data gained from earlier cut-off meanders, since in a fluvial environment the dominance of the native vegetation is greatly modified by the presence of allochthonous pollens, transported from greater distances during floods. The study site was covered by riparian forests and moors before the river regulation works (before the middle of the 19. century). In the 1950's two-third of the territory was covered by arable lands and a quarter by planted forests. Nowadays 70% of it is covered by forests, the most of which is noble poplar plantation. During the second half of the century simple shaped patches characterized the territory, which were resembled in the changes of landscape metrics. During our continuity investigations we were aware of the consistency of the patches. Pits along the levee represented the highest diversity, where small and complex shaped patches of wetlands were combined with forests. The most consistent patches were the grasslands on the slope of the levee.

## EGY AKVÁRIUMI NÖVÉNY, A *MYRIOPHYLLUM BRASILIANSE* CAMB. MEGJELENÉSE TERMÉSZETES VIZEINKBEN

ILLYÉS ZOLTÁN<sup>1</sup>, TÓTH ESZTER<sup>1</sup>, MAGOS GÁBOR<sup>2</sup>, TÓTH ZOLTÁN<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet,  
Növényélettani és Molekuláris Növénybiológiai Tanszék,  
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.  
e-mail: zilleyes@ludens.elte.hu

<sup>2</sup>Hatvani Környezetvédő Egyesület

<sup>3</sup>Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet,  
Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék

**Kulcsszavak:** *Myriophyllum brasiliense*, Kácsi-patak, Tarnóca-patak, ITS szekvencia

**Összefoglalás:** A trópusi és szubtrópusi Dél-Amerikában őshonos brazil süllőhínár (*Myriophyllum brasiliense* Camb.) két hazai természetes víztestből is előkerült. A hazánkban eddig csak akváriumi növényként ismert hínár két patak meleg vizű szakaszában jelent meg. A Kácsi-patak egyik forrása meleg vizű, ami több kilométeren megakadályozza a patak vizének téli befagyását. A Tarnóca-patakba a növény populációja felett mesterségesen, meleg rétegvizek érkeznének, ami a Kácsi-patakhoz hasonlóan melegíti a patak ezen szakaszát. A 2005. és 2006. években az állományok stabilitásának, az élőhelyek vizének hőmérsékleti változásainak és a növény cönológiai viszonyainak felderítése mellett előzetes molekuláris taxonómiai vizsgálatokat is végeztünk. Ennek eredményeként az előkerült két állomány, a morfológiai vizsgálatokkal egybehangzóan eltérőnek bizonyult, ami két egymástól független kivadulást jelent, és felveti a kácsi-pataki süllőhínár populáció hazánkban őshonos *M. verticillatum*-mal alkotott hibrid eredetét is.

### Bevezetés

2004 nyarán a Bükkalja területén eredő Kácsi-patakban, Kács község belterületén egy a hazai *Myriophyllum* fajainktól eltérő morfológiájú süllőhínár állomány került elő. Saját tapasztalatunk és a helyiek elmondása szerint sem fordult elő korábban ez a hínár a patakban.

A Mátra délkeleti lábánál, a Tarnóca-patak 3-as főutat keresztező, Gyöngyöshöz közeli szakaszából is előkerült egy a kácsi állományhoz hasonló, attól csak kis morfológiai különbségekben eltérő süllőhínár populáció.

A hínarakat braziliai süllőhínárnak (*M. brasiliense*, szinonim: *M. aquaticum*, angolul: *brasilian watermilfoil*, vagy *parrot feather*) azonosítottuk, mely egy trópusi származású, kedvelt akváriumi növény. Melegkedvelő fajról lévén szó a következő két évben az állományok stabilitását, élőhelyek vizének hőmérsékleti viszonyait, cönológiai viszonyait és előzetes molekuláris taxonómiai vizsgálatot végeztünk, az állományok közti morfológiai különbségek genetikai hátterének felderítése és a pontos fajbeazonosítás érdekében.



## Anyag és módszer

A vizsgálatokat a Bükkalja területén eredő Kácsi-patakban, és a Mátra délkeleti lábánál eredő Tarnóca-patakban végeztük. A Kácsi-patak két pontján 2005 augusztusában, a Tarnóca-patak braziliai süllőhínár populációjánál pedig 2005 szeptemberében felvételeztük a növényzetet. A növényeket SIMON 2000 alapján neveztük el. A 2 méter széles, közepesen gyors áramlású Kácsi-patakban egymástól 150 m-re 5–5 m hosszan készítettük a két cönológiai felvételt, 30 cm mély maximális vízmélység mellett. A vizsgált szakaszon 20 m széles Tarnóca-patak, mert mesterségesen felduzzasztották. A cönológiai felvételt 20 m hosszan készült, mely magába foglalta a Tarnóca-patak teljes braziliai süllőhínár állományát. Itt a víz igen lassú áramlású, az aljzatot lágy iszap borítja és a maximális vízmélység 1 méter.

Eddig kevés DNS-alapú molekuláris taxonómiai elemzést végeztek süllőhínár fajokon (MOODY és LES 2002, MOODY et al. 2003). Az NCBI nemzetközi adatbázisában mostanáig 21 süllőhínár taxon 51 DNS-szekvenciáját helyezték le, melyekből 15 fajnak a teljes genomiális ITS régiója (ITS1, 5, 8S, ITS2) megtalálható. MOODY és LES (2002) Észak-Amerikában őshonos és betelepült süllőhínárok és ezek közt kialakult, átmeneti morfológiai bélyegeket mutató populációk molekuláris taxonómiai vizsgálatát végezték el. Az általuk lehelyezett ITS szekvenciák között megtalálható a nálunk élő két őshonos süllőhínár faja (*M. spicatum*, *M. verticillatum*), a *M. aquaticum* névvel szereplő *M. brasiliense* és további amerikai, ausztrál és japán süllőhínár fajok ITS szekvenciái. A Magyarországon újonnan felfedezett két braziliai süllőhínár populáció ITS szekvenciáját ezekkel a szekvenciákkal és egymással vetettük össze. Feltételezhetően a két kivadult braziliai süllőhínár állományunk vegetatív úton terjedt el a két víztestben, ezért elegendőnek találtuk a két állomány 1–1 egyedének vizsgálatát.

A két braziliai süllőhínár élőhelyen 2005 augusztusában, szeptemberében és 2006 februárjában végeztünk víz hőmérséklet méréseket tized fok pontosságú digitális hőmérőkkel.

## Eredmények

### A vizsgált patakok hőmérsékletviszonyai

Kács község északi részén bővizű források törnek elő, melyeknek különböző a hőmérséklete. A nagy vízhozamú forrásokra vízmű épült, száz méteren belül pedig található egy jóval kisebb hozamú, előbbinél melegebb vizű forrás is. Ez utóbbi forrást egy bencés monostor foglalja magába. Az épület falára kihelyezett emléktáblán is olvashatunk az épület alatt feltörő különleges forrásról: „Emlékül azoknak a bencés szerzeteseknek, akik 1248–1549 között Kach-on a monostor tagjaiként az itt feltörő Tükör-forrás langyos vizének és a környék gyógyfüveinek használatával hagyományt teremtettek, gyógyítással, tanítottak.” Augusztusi (2005. 08. 16.) méréseinkkor a Tükör-forrás hőmérséklete 22,4 °C, a ráépült épülethelyiségéé pedig 20,9 °C volt. A patak már említett fő tápláló forrására épült a Kácsi Víztermelő Telep (melynek maximális hozama 5–6 ezer m<sup>3</sup> naponta és átlagos vízfogyasztás mellett ennek fele megy a patakba). Az innen patakba kerülő víz hőmérséklete jóval hidegebb, 15,0 °C volt (méréskor a levegő hőmérséklete 20 °C körüli volt).



Az eltérő hőmérsékletű vizek kb. 100–100 m-t tesznek meg a forrásuktól az összefolyásukig. Közvetlenül az összefolyás előtt a két ágban mért hőmérsékletek: Tükör-forrásból kifolyó víz 21,4 °C, víztermelő telepről kifolyó víz 15,8 °C (méréskor a levegő hőmérséklete 19,4 és 18,6 °C volt). A süllőhínár populációja a Tükör-forrástól 400 m-re jelenik meg a patakban és 260 m-en keresztül fordul elő a patak vizében, sok helyen akár 90–100%-os borítással. A populáció forrás felőli szélén 2005. augusztus 15–19. között 11 alkalommal mértük a patakvíz és a levegő hőmérsékletét. A víz hőmérséklete 18,4 °C és 20,3 °C között, a levegőé 19,0 °C és 25,4 °C között változott. A víz hőmérséklete a patakon lefelé haladva a levegő hőmérsékletétől függően emelkedett vagy csökkent.

2006. február 4-én reggel és késő délután a következő hőmérsékleteket mértük az előbb említett helyen: Víz: 16,7–17,3 °C, levegő: -9 – -2 °C. A süllőhínár populáció alsó határán átlagosan 1 °C-kal volt alacsonyabb a víz hőmérséklete, majd a további, eddig még süllőhínártól mentes szakaszokon 1000 m-en keresztül 200–250 m-enként hűlt további 1 °C-kot a patak vize.

A Tarnóca-patak braziliai süllőhínár populációja ugyancsak meleg vizű patakszakaszban él. A közelben folyó felszíni bányászat miatt rétegvizeket szivattyúznak le a területről, melyek meleg vizét az említett patakszakaszba pumpálják. 2005. szeptember 24-én 20,9 °C-os levegőhőmérséklet mellett a braziliai süllőhínár populációja felett kb. 50 m-rel befolyó rétegvíz hőmérséklete 19,0 °C volt és a süllőhínár populációnál csak egy tized fokkal volt alacsonyabb. 2006. február 9-én a patakba érkező rétegvíz 21,2 °C fokra volt, a süllőhínár populációnál pedig 15,1 °C, 2,9 °C levegő hőmérséklet mellett. A rétegvizek befolyása felett a patak felszíne vastagon be volt fagyva.

### A braziliai süllőhínár morfológiai leírása és elterjedése

A faj morfológiájáról CASPER és KRAUSCH (1981) munkája és saját méréseink, megfigyeléseink alapján adunk leírást (1. ábra, 3. ábra).



1. ábra *Myriophyllum brasiliense* habitusképe, hajtás keresztmetszete egy levélörvvel, és a levélhónalji termős virágok. (California Invasive Plant Council: <http://ucce.ucdavis.edu> alapján)

Figure 1. *Myriophyllum brasiliense*, cross section of its shoot with leaves and female flowers. (California Invasive Plant Council: <http://ucce.ucdavis.edu> after)

**Szár:** Irodalmi adatok: A szívós, erős vízinövény szára legtöbbször csak a talaj közelében ágazik el, a virágzási idő után tovább nő. 10–600 cm hosszú, 2–6 mm vastag, talajon kúszva gyökerезik, időnként felemelkedik és felbukkan a vízből, a talaj közelében gyakran elfásodik.

**Kácsi-pataki:** a 2–3 mm vastag szár átlagosan 4–5 nóduszonként hoz 1(–2) oldalhajtást az aljzatról felemelkedő részein, míg az aljzaton kúszó, nóduszonknál leggyökerезő szárok ritkábban ágaznak el (14–18 nóduszonként). A víz alatt kialakuló hajtásrészen nagyobbak, 19 mm (min/max –7/32) az átlagos nódusz távolságok, mint a víz felszíne felett kialakuló, de a folyamatos növekedés miatt a víz alá merülő, sokszor egészen hosszú hajtásrészen 11 mm (min/max –7/19). Ritkán emelkedik 20 cm-nél magasabbra a víz felszíne fölé. A víz alatti és a víz feletti hajtás vöröses, a víz felett kialakult, de idővel a víz alá került szár sárgás-világoszöld.

**Tarnóca-pataki:** az 5 (6) mm vastag száron mért nódusztávolság átlagosan 20 mm (min/max 12/27), felül zöld színű, alul lehet kissé vöröses, és maximálisan 62 cm-re magasodott a víz felszíne fölé, keskenylevelű gyékény támaszték segítségével.

**Levél:** Irodalmi adatok: Az egyszerűen szárnyasan tagolt levelek közül az alámerült levelek fonalszerű, lágy és hosszabb szálakra szeldeltek, mint a víz feletti levelek. A kékeszöld, higrofób víz feletti levelek (4) 5–6-tagú örvökben helyezkednek el, alakjuk a hosszúkás-oválistól a lándzsa alakúig, (20) 25–40 (50) mm hosszú, 5–10 mm széles, eléggé kemény tapintású, vízszintestől a kissé felfelé állóig. A (8) 12–18 (20) pár levélszelet fésűszerűen helyezkedik el, a levélké 2–8 mm hosszúak, 0,2 mm szélesek és csúcsos sapkában végződnek. A levelek tövében 1 mm hosszú, legtöbbször visszahajló pálhalevelek figyelhetők meg.

**Kácsi-pataki:** A levélörvöket 4–5 levél alkotja. A sötétzöld-vöröses, alámerült levelek kerekded-oválisak, átlagosan 28 mm hosszúak (min/max 19/32) és 19 mm szélesek (min/max 13/24). Az átlagosan 15 (min/max 12/19) levélszelet felváltva, ritkán a levél alapi része felé átellenesen helyezkedik el. A világoszöld, víz feletti levelek 21 mm hosszúak (min/max 20/24) és 6 mm szélesek (min/max 5/8) és 18–20 levélszelet alkotja őket az előbbihez hasonló elhelyezkedésben. A levelek a víz alá kerülve rövidesen elhálnak.

**Tarnóca-pataki:** Alámerült hajtáson kialakult leveleket nem láttunk. A víz felett kialakult levelek 6 tagú örvökben helyezkedtek el és a 4 cm hosszúságot is elérték, szélességük viszont nem haladta meg a 7 mm-t. Levélszeleteik száma (29) 30 db.

**Virág:** Irodalmi adatok: Általában váltivarúak, néha középén kétivarúak, a víz alatti levelek hónaljában nőnek. A hímvirág virágok 4 mm hosszú szárúak (kocsány), az előlevek szárazak, 2–3 mm hosszúak, laposak, gyakran 1–2 mellékcúccsal. A csészelevél keskeny háromszögletű, hegyes, fogazott, 1,5–2 mm hosszú, 0,5 mm széles, végén visszahajló; 4 szíromlevél a virág kinyílásakor lehullik, 4 mm hosszú, 8 porzós, leredukálódott a termős virágokon. A nőivarú virágok (Európában csak ilyenek ismertek) 1 mm hosszú szálasak, felállóak, az előlevek fonalasak, 1–1,5 mm hosszúak, néha 1 mellékcúccsal. A csészelevelek keskeny háromszögletűek, hegyesek, ép szélűek, vagy enyhén fogasak, 1–1,5 mm hosszúak, 0,2–0,3 mm szélesek, végén visszahajlók, a csészecső 1 mm hosszú, 0,6 mm széles, négyszögletes, a szíromlevelek nagyon erősen redukáltak, szálasak, 0,5 mm hosszúak vagy teljesen hiányoznak. 4 bibéje van, számos finom, fehéres-áttetsző papillával, a csészelevelekkel felváltva.

**Kácsi-pataki:** Az irodalmi állítással szemben a növény víz feletti hajtásain, és csak nőivarú virágokat viselő példányokat figyeltünk meg.

**Tarnóca-pataki:** Virágzó példányt eddig nem találtunk.

**Termés:** Tojás alakú, 4 vájatú, 1,5–2 mm hosszú, kb 1,2 mm széles, rövid szárú, finoman szemölcsös (Európában ismeretlen). Dél-amerikai hazájában is ritkán van termése.

**Virágzási idő:** május-július (Kácson szeptemberig).

**Előfordulás:** Sekély, időnként kiszáradó, lassan folyó folyamokban (árkok, csatornák, folyók), mocsarakban, tóparton, rizsföldi gyom.

**Elterjedés:** CASPER és KRAUSCH (1981), TUTIN T. G. és HEYWOOD (1964–1980) és az ITIS alapján. A trópusi és szubtrópusi Dél-Amerikában honos (dél felé Argentínáig és Chiléig). Elterjedt (gyakran mint akváriumi növény) Jáván, Japánban, Ausztráliában, Új-Zélandon, az Egyesült Államokban, Afrikában (Kenya, Zimbabwe), Európában: Angliában, Skócia déli részén, Hollandiában, Délnyugat-Franciaországban (Bordeaux: 1919), Németországban, Spanyolországban (Galícia) és Portugáliában.

A Kárpát-medencében Nagyváradtól 9 kilométerre, a Somló-hegy (347 m) tövében fekvő Püspökfürdő területére tudatos betelepítéssel került (MAROSSY 1999): „Külön sokk érte a rezervátumot 1948-ban, amikor nem felmérve a várható következményeket a kolozsvári Topa Emilian több trópusi fajt telepített a tóba. Ezek közül a *Myriophyllum brasiliense* és az *Ambulia* sp. súlyos inváziót okozott, amit csak több éves megfeszített gyomlálással lehetett visszaszorítani. Sajnos használtak LD-4 gyomirtót is, ami a tavirózsát (*Nimphaea lotus* var. *thermalist*) is súlyosan érintette.”

A Magyar Természettudományi Múzeum Növénytárának Carpato-Pannonicum gyűjteményében nem találtunk brazíliai süllőhínár néven szereplő herbáriumi lapot.

## Javaslat határozókulcsra

- 1.a. A felső virágörvök murvalevelei épek, csak kevéssel hosszabbak a virágnál.  
A levélörv általában négytagú . . . . . *M. spicatum* L. - Füzéres süllőhínár
- b. A virágörv minden murvalevele fésűsen szeldelt, és többnyire jóval hosszabb a virágnál . . . . . 2
- 2.a. A növény egylaki, a szár csúcsán a porzós virágok, alatta pedig a termősök ülnek, általában vannak kétivarú virágok is.  
*M. verticillatum* L. - Gyűrűs süllőhínár . . . . .
- b. A növénynek csak termős vagy virág nélküli egyedei fordulnak elő. Dús víz feletti hajtásai sűrűn levelesek, kékes-világoszöld 2 (3) cm-es levelekkel. Eddig csak melegvizű patakból került elő. . . . . *M. brasiliense* Camb. – Brazíliai süllőhínár

## A brazíliai süllőhínár cönológiai viszonyai

A brazíliai süllőhínár cönológia viszonyait az 1. táblázat mutatja be.

1. táblázat A brazíliai süllőhínár (*Myriophyllum brasiliense*) cönológia felvételei  
Table 1. Coenological relevés of *Myriophyllum brasiliense* species

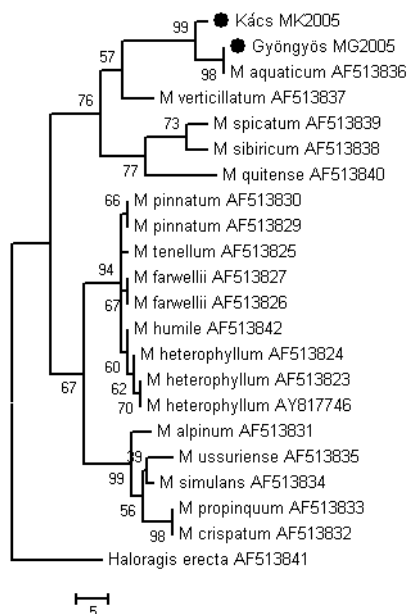
Taxon		Borítás (%)		
		Kácsi-patak 1.	Kácsi-patak 2.	Tarnóca-patak
<b>GPS koordináták (WGS 84)</b>	N	47,96088	47,96012	47,74930
	E	20,60893	20,60997	20,15510
<b>A, B, C szint fásszárú fajai</b>				
<i>Prunus domestica</i>		20–30	1	
<i>Juglans regia</i>			1–2	
<i>Alnus glutinosa</i> (juv.)		0,1		
<b>C szint lágyszárú fajai</b>				
<i>Alisma plantago-aquatica</i>				0,1
<i>Azolla</i> sp.				0,1
<i>Berula erecta</i>				0,5
<i>Butomus umbellatus</i>				0,1
<i>Calystegia sepium</i>		1–2	0,1	0,1
<i>Epilobium hirsutum</i>			2–3	
<i>Epilobium parviflorum</i>		10	1–2	
<i>Equisetum palustre</i>		0,1		
<i>Glyceria</i> cf <i>arundinacea</i>				0,5
<i>Juncus articulatus</i>				0,1
<i>Lemna minor</i>				40
<i>Lysimachia nummularia</i>		1–2 (víz alatt)		
<i>Lythrum salicaria</i>		2–3	2–3	0,25
<i>Myriophyllum brasiliense</i>		70	80–90	15–20
<i>Phragmites australis</i>		5	0,1	
<i>Potamogeton</i> cf <i>natans</i>				2
<i>Ranunculus repens</i>				0,1
<i>Rubus caesius</i>				0,1
<i>Sparganium erectum</i>		5		0,1
<i>Stachys palustris</i>				0,25
<i>Typha angustifolia</i>				2
<i>Typha latifolia</i>				15
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>		1		
<b>Összborítás</b>		<b>75</b>	<b>90</b>	<b>50</b>

Egyéb fajok a Kácsi-patak brazíliai süllőhínárral benőtt részein: *Menta aquatica*, *Rumex conglomeratus*, *Carex acutiformis-riparia*, *Scrophularia umbrosa*, *Eupatorium cannabinum*.

### Molekuláris taxonómiai vizsgálatok

A ITS szekvenciáját eredményeit a 2. ábra mutatja.

A *M. farwellii*, *M. heterophyllum*, *M. pinnatum* fajoknak több egyedéből is meghatározták az ITS szekvenciát, így következtethetünk a marker fajon belüli változatosságára.



2. ábra „Legnagyobb takarékoság” eljárással készült konszenzus törzsfá a két új hazai süllőhínár minta (Kácsi-patak: Kács, Tamóca-patak: Gyöngyös) és más süllőhínár fajok ITS szekvenciáinak bevonásával. A fa szerkesztése, 1000 véletlenszerű ismétlést (bootstrap) figyelembe véve, a MEGA 3.1 programcsomag „Maximum Parsimony” algoritmusának felhasználásával történt. A törzsfát *Haloragis erecta* ITS szekvenciájával gyökerezítettük. A skála a nukleotidcserék számát jelöli. A törzsfán szereplő süllőhínár ITS-szekvenciák az EMBL adatbázisból származnak az ottani azonosító kódjaikkal:

AF...: Moody és Les 2002; AY817746: publikálatlan adat

Figure 2. Maximum parsimony consensus tree based on *Myriophyllum* nrITS sequences constructed by MEGA 3.1. Kimura-2-parameter substitution model was used. Bootstrap values (% of 1000 replications) are indicated by the nodes. Outgroup is *Haloragis erecta*. Scale bar indicates number of substitutions per site. *Myriophyllum* ITS sequences are accessible in /originated from EMBL at the following numbers:

AF...: Moody és Les 2002; AY817746: unpublished

A három faj mintáinak fajon belüli hasonlósága 99–100%-os volt. A *Myriophyllum* fajok közötti variabilitás egyes esetekben ennél jóval nagyobb volt, 83–99% között változott a különböző fajok ITS szekvenciájának hasonlósága.

A hazai populációk mintái közül a gyöngyösi 99%-os hasonlóságot mutatott a *M. brasiliense* (*M. aquaticum*) szekvenciájával. A kácsi minta ehhez és a gyöngyösi mintához is csak 95%-ban hasonlított. A második leghasonlóbb a *M. verticillatum* ITS szekvenciája volt, a gyöngyösi mintához 90%-ban, a kácsi mintához 91%-ban hasonlított.

A morfológiai és molekuláris eredmények alapján a gyöngyösi populáció egyértelműen *M. brasiliense*. A kácsi süllőhínár ITS szekvenciája a *M. brasiliense* és kisebb mértékben a *M. verticillatum* szekvenciájához is hasonlít, ami feltételezhetően a *M. brasiliense* nagy fajon belüli variabilitásával magyarázható, de nem zárható ki a *M. verticillatum*-mal való hibridizálódása sem, de ebben az esetben biztosan nem a most felfedezett kácsi élőhelyen következett be a hibridizálódás, mivel itt nem ismert a *M. verticillatum*.

### Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk köszönetet mondani Urbán Lászlónak, a Bükk Nemzeti Park alkalmazottjának a terepi munkáinkban nyújtott segítségével, Rudnó Szabolcsnak a molekuláris taxonómiai elemzésben és Pifkó Dánielnek a Magyar Természettudományi Múzeum Növénytárának herbáriumi adatainak feldolgozásában nyújtott segítségével.

### Irodalom

- CASPER S. J., KRAUSCH H.-D. 1981: Pteridophyta und Anthophyta. 2. Teil: Saururaceae bis Asteraceae. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. pp. 667-669.
- TUTIN T. G., HEYWOOD W. 1964-1980: Flora Europea. I–V. Cambridge University Press.
- Integrated Taxonomic Information System (ITIS) <http://www.cbif.gc.ca/pls/itisa/taxaget?püifx=plgt>
- MOODY M. L., LES D. H. 2002: Evidence of hybridity in invasive watermilfoil (*Myriophyllum*) populations. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 99: 14867–14871.
- MOODY M. L., LES D. H., CRAWFORD D. J., KIMBALL R. T., LANDOLT E. 2003: Biogeography of discontinuously distributed hydrophytes: a molecular appraisal of intercontinental disjunctions. Int. J. Plant Sci. 164: 917–932.
- MAROSSY A. 1999: Veszélyben a püspökfürdői hévízi tündérrózsa (*Nymphaea lotus* var. *thermalis*). Erdélyi Nimród 1 (<http://www.erdelyinimrod.ro/nim/99-4/c1.htm>)
- SIMON T. 2000: A Magyarországi Edényes Flóra Határozója. Harasztok – Virágos Növények. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.

### MYRIOPHYLLUM BRASILIENSE CAMB., AN AQUARIUM PLANT IN NATURAL WATERS IN HUNGARY

<sup>1</sup>Z. ILLYÉS, <sup>1</sup>E. TÓTH, <sup>2</sup>G. MAGOS, <sup>3</sup>Z. TÓTH

<sup>1</sup>Eötvös Loránd University, Institute of Biology, Department of Plant Physiology and Molecular Plant Biology, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.  
e-mail: zilleyes@ludens.elte.hu

<sup>2</sup>Non-Governmental Environmental Protection Organization of Hatvan

<sup>3</sup>Eötvös Loránd University, Institute of Biology, Department of Plant Taxonomy and Ecology

**Keywords:** *Myriophyllum brasiliense*, Kácsi-patak, Tarnóca-patak, ITS sequences

The aquatic weed *Myriophyllum brasiliense* Camb., native to tropical and subtropical South America, have been detected recently in two natural water bodies in Hungary. This reed-grass is widely used indoor as an aquarium plant, but was not yet sighted in the field. Now it was observed in warm-water sections of two different streams. A warm-water spring prevents the winter freezing of the Kácsi-patak along a few-kilometer section, while the Tarnóca-patak receives warm interstitial water, and thus is similarly heated in certain parts. In 2005 and 2006 we monitored the persistence of *M. brasiliense* populations in these two habitats, checked water temperature changes, recorded the phytocoenological status of the plant and preliminary molecular taxonomic studies were also done. Molecular taxonomic and morphological data obtained so far congruently indicate two independent escapes of *M. brasiliense*, and in the Kácsi-patak suggest possible hybridization with the sympatric native *M. verticillatum*.





3. ábra A *Myriophyllum brasiliense* habitus- és közeli képe  
Figure 3. The Picture of *Myriophyllum brasiliense*



## AZ ERDŐK EGÉSZSÉGI ÁLLAPOTÁNAK VÁLTOZÁSAI AZ ERDŐVÉDELMI MONITORING RENDSZEREK ADATAI ALAPJÁN

KOLTAY ANDRÁS

Erdészeti Tudományos Intézet, Erdővédelmi Osztály  
3232 Mátrafüred, Hegyalja u. 18., e-mail: koltaya@erti.hu

**Kulcsszavak:** erdővédelem, erdő egészségi állapot, erdővédelmi monitoring, erdőpusztulás

**Összefoglalás** Az erdők egészségi állapotáról és annak változásairól különféle erdővédelmi monitoring rendszerek révén kapunk pontos adatokat. A hazai hálózatok és felvételi metodikák szervesen kapcsolódnak az európai rendszerekhez. A megfigyelések évről évre történő összesítésének eredményeként, folyamatosan követni tudjuk az erdők, illetve az egyes fafajok egészségi állapotát. A „Nemzeti nagyterületű intenzív megfigyelő rendszer” 1989-től szolgáltat részletes adatokat ebben a témában. Az elmúlt évek levélvesztési és lombelszíneződési adatai alapján megállapítható, hogy a hazai erdők összességében némileg jobb állapotban vannak, mint az európai átlag. Ez azonban nem jelenti azt, hogy egyes években nem alakulnak ki lokális, nagyobb jelentőségű erdőkárok hazánkban. Az állapotromlás elsődleges oka a szélsőséges időjárási tényezőkben rejlik, amelyek során az erdőállományok természetes ellenálló képessége csökken, és így fogékonyabbá válnak a különféle betegségekkel szemben.

A monitoring rendszerek adatai szerint a hazai erdőkárok egy részét közvetlenül abiotikus okok idézik elő, évente mintegy 25–30 ezer hektáron, míg az azonosítható biotikus károk általában 100–150 ezer hektáron jelentkeznek. Összegezve az elmúlt 16 év megfigyelési eredményeit elmondható, hogy a hazai erdők egészségi állapota, az éves ingások mértékét is figyelembe véve, erdészeti szempontból jelenleg még kielégítőnek tekinthető. Ugyanakkor a legfontosabb kárformákat és azok előfordulását elemezve megállapítható, hogy az elmúlt másfél évtized során, szinte minden károsodást jelző paraméter esetén, kisebb mértékű emelkedő tendencia figyelhető meg.

### Bevezetés

Az elmúlt évtizedek során a társadalom részéről jelentősen nőtt a környezetünk állapota iránti érdeklődés, aggodás. Az erdők védelmére vonatkozó felelős intézkedéseket csak alapos és széleskörű kutatások eredményeire támaszkodva lehet meghozni, melyek első és alapvető feltétele, hogy felmérjük, és folyamatosan nyomon kövessük az erdőkben zajló változásokat. Ezt a célt szolgálják a különböző szintű, erdővédelmi monitoring rendszerek. A kijelölt mintaterületeken végzett rendszeres adatgyűjtések, vizsgálatok eredményeként pontos képet alkothatunk az erdőket ért különféle megbetegedések, károsodások megjelenéséről, intenzitásáról és térbeli elhelyezkedéséről, valamint ezek változásairól. Mindemellert az egyre szélesebb körű vizsgálatok segítik a bekövetkezett változások ok-okozati összefüggéseinek feltárását, továbbá széles adatbázist jelentenek a kapcsolódó tudományágak számára.

Az európai országok többségében rendszeres felmérést végeznek az erdők egészségi állapotára vonatkozóan. 1985-ben létrejött a légszennyezés erdőkre gyakorolt hatásának megfigyelésére kialakított nemzetközi együttműködési program, az ICP Forests. Magyarország már a megalakulás évében csatlakozott a programhoz, közreműködve és elfogadva a nemzetközileg alkalmazott megfigyelési és adatgyűjtési metodikát (CsÓKA 1993, CsÓKA és SZEPESI, 1993). 1994-től megalakult a FIMCI (*Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute*), amelynek fő célkitűzése a légszennyezés és más

stressz tényezők az erdei ökoszisztémára gyakorolt hatásának vizsgálata. 2004-től Forest FOCUS néven közvetlen EU szabályozás alá vonták e megfigyelő hálózatok működését, és jelenleg a brüsszeli székhelyű JRC (*Joint Research Center*) látja el a koordinációs feladatokat.

2003-ban már 30 ország részvételével működött a szervezet, amelyhez a tagországok rendszeresen küldik az összesen 791 mintaterületen álló 132 350 fa vizsgálati adatait (FIMCI 2003). Az adatokat összesítik, és ennek alapján határozzák meg az európai erdők általános egészségi állapotát, illetve a jellemző károk előfordulási gyakoriságát. A nagy területű, alapadatok gyűjtése mellett intenzív vizsgálati rendszerek is működnek, amelyekben nem csak a fák egészségi állapotát, hanem a környezet változásait is rögzítik (MANNINGER et al. 1997).

Jelen tanulmány röviden összefoglalja az erdővédelmi monitoring rendszerek adatai alapján az európai, és ezen belül a hazai erdők egészségi állapotának, az elmúlt 15 évben bekövetkezett változásait.

### Anyag és módszer

A Magyar erdővédelmi megfigyelő hálózat világviszonylatban is egyedülállóan nagy múltra tekint vissza. Már 1961–62-ben megalakult az *erdővédelmi Figyelő- Jelzőszolgálati Rendszer*, amely azóta is folyamatosan működik (LESKÓ és SZABÓKY 2003). A nyolcvanas évek ökológiai szemléletváltozása nyomán, 1987-ben, széles szakmai összefogással megszületett az „*erdővédelem Komplex Rendszere*”. Ennek keretében megújult – a nemzetközi megfigyelési hálózatokhoz is kapcsolódó, többszintű – hazai erdővédelmi megfigyelő hálózat, melyet jelenleg az Erdészeti Tudományos Intézet (ERTI), és részben az Állami Erdészeti Szolgálat (ÁESZ) üzemeltet.

Az egymásra épülő megfigyelési rendszer felépítése a következő:  
Hagyományos megfigyelési rendszerek (*zárájfelben a működtető*):

- erdővédelmi Figyelő- Jelzőszolgálati Rendszer (ERTI),
- Állományalkotó főbb fafajok megfigyelési hálózata (ERTI),

Európai hálózatokhoz kapcsolódó rendszerek:

- Nemzetközi I. szintű, nagyterületű megfigyelő rendszer, 4x4 km-es hálózat (ÁESZ),
- Nemzeti nagyterületű intenzív megfigyelő rendszer, 16x16 km-es hálózat (ERTI),
- Nemzetközi II. szintű, intenzív megfigyelő rendszer (ERTI).

A hagyományos és nemzetközi hálózati rendszerek, egymásra épülő vizsgálati szintekre különülnek, melyek összekapcsolódva kiegészítik egymást. Az alsó szinteken nagy területű reprezentatív felvételekkel, sok mintaponton, alapadatokat gyűjtenek. A szinteken felfelé haladva csökken a vizsgált erdőrészek és faegyedek száma, ugyanakkor egyre részletesebb, sokrétűbb megfigyelések történnek.

A hazai erdők egészségi állapotának az elmúlt másfél évtizedben regisztrált változásait, és jelenlegi állapotát az 1989-től, az ERTI által működtetett, Nemzeti Nagyterületű Intenzív Monitoring Rendszer, a 16x16 km-es erdővédelmi Hálózat (EVH) adatai alapján tekintjük át.

A hálózat mintapontjait az ország területére vetített 16x16 km-es rácsháló metszéspontjaira eső erdőterületeken jelölték ki 1989-ben. A vizsgált erdőrészek száma eredetileg 67 db, de a parcellák és a minősített fák száma az erdőgazdálkodói beavatkozások – tisztítás, gyérítés, véghasználat stb. – miatt évente változó. A mintapontokban az állomány korától és fafaj összetételétől függően eltérő számú egyedet vizsgálnak mindig azonos időszakban, július 15. és augusztus 15. között. 2005-ben, 56 erdőrészletben 5181 fa egészségi állapotát rögzítették.

A 16x16 km-es erdővédelmi mérőháló pontjaiban a fák egészségi állapotának meghatározása a nemzetközi metodikához igazodva, de a hazai sajátosságokat is figyelembe véve, mintegy 54 paraméter alapján történik. Az adatfelvételek során, valamennyi egyeden, a gyökrfüben, a törzsön és a koronában meghatározzák az elváltozásokat, illetve rögzítik a károsodás mértékére, minőségére vonatkozó adatokat. Amennyiben lehetséges, a kiváltó okokat is feljegyzik. A felvett adatokat külön erre a célra kifejlesztett számítógépes programmal elemzik. Az egészségi állapotra vonatkozó adatok terepi felvételét az ERTI erdővédelmi osztályának munkatársai végzik, míg a parcellákban folytatott szélesebb körű vizsgálatokba, bekapcsolódik az ERTI többi tudományos osztálya is (KOLTAY 2004).

Az egészségi állapotot rögzítő, rendszeres felvételek évről évre átfogó képet adnak a hazai erdők egészségi állapotáról, de e mellett az idősoros adatok révén az állapotváltozásokat is követni lehet.

### Eredmények és következtetések

Vizsgáljuk meg először, milyen a magyar erdők egészségi állapota Európa erdeihez viszonyítva? A választ megadni nem egyszerű, hiszen egy bonyolult összetett rendszerről van szó. E mellett figyelembe kell venni, hogy Európában a változatos éghajlatnak és domborzatnak köszönhetően a száraz mediterrán erdőktől a hideg boreális erdőkig számos erdőtípus megtalálható a maga speciális problémáival. Ennek megfelelően egy-egy, valamennyi erdőtípusra vonatkozó egészségi állapot meghatározást csak nagy vonalakban lehet adni. Sokkal jobban értelmezhető, ha régióként vagy erdőtípusonként próbáljuk meghatározni az erdők egészségi állapotát.

A FIMCI 2002-ben kiadott, a rendszeres koronaállapot vizsgálatokra épülő összesítő jelentése szerint, Európában a lombhullató fák 24,4%-án jelentkezett számottevő, azaz közepes vagy erős mértékű lombvesztés. A fenyők esetében ez kissé kedvezőbb, mivel a vizsgált fák 21%-ánál találtak közepes vagy erősebb lombvesztést. (1. táblázat) Ezzel szemben az egész kontinensen jelentősen alacsonyabb a lombelszíneződés aránya, ami lombhullatók esetén 7,7%, tűlevelűek esetén 7,5% (FIMCI 2002) (2. táblázat). A hazai fajoknál közepes vagy annál erősebb levélvesztés a fák 21,2%-ánál, míg jelentősebb elszíneződés a fák 2,9%-ánál jelentkezett (ÁESZ 2002). Az adatok azt mutatják, hogy európai mércével mérve erdeink egészségi állapota az európai átlaghoz közelít, illetve az elszíneződést tekintve némileg kedvezőbb. Ugyanakkor meg kell jegyezni, hogy területenként és időszakonként jelentős eltérések mutakozhatnak az egészségi állapotban, amit többnyire helyi, esetleg nagyobb régiókra kiterjedő abiotikus vagy biotikus tényezők váltanak ki (pl. szélviharok, erdőtüzek, rovargradációk, kórokozók tömeges fertőzése, lokális környezetszennyezés stb...) (CSÓKA et. al. 1999, CSERESNYÉS és CSONTOS 2004).

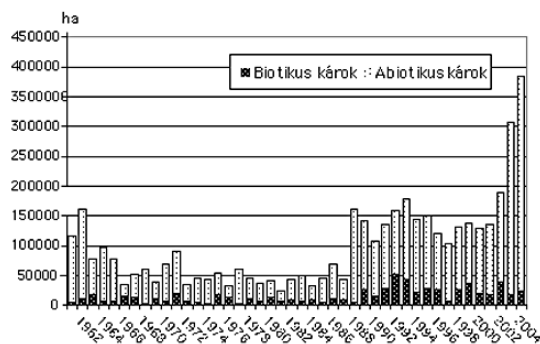
1. táblázat Az európai és hazai erdők levélvesztésének mértéke (2001)  
 Table 1. Percentages of trees of defoliation in European and Hungarian forests (2001)

Fafaj	Levélvesztés mértéke			
	Európai átlag		Magyarország	
	0–25%	>25%	0–25%	>25%
Bükk	74,8	25,2	82,2	17,8
Tölgyek	66,1	33,9	85,5	14,5
Összes lombhullató	75,6	24,4	83,8	16,2
Lucfenyő	74,2	25,8	–	–
Erdeifenyő	82,2	17,8	–	–
Összes fenyő	79,0	21,0	84,1	15,9
Valamennyi fafaj	77,6	22,4	78,8	21,2

2. táblázat Az európai és hazai erdőkben regisztrált elszíneződés százalékos megoszlása (2001)  
 Table 2. Percentages of trees of discolouration in European and Hungarian forests (2001)

Fafajcsoport	Elszíneződés mértéke			
	Európai átlag		Magyarország	
	0–10%	>10%	0–10%	>10%
Lombhullató	92,3	7,7	97,4	2,6
Tűlevelű	92,5	7,5	96,5	3,5
Valamennyi fafaj	92,4	7,6	97,1	2,9

Az erdővédelmi Figyelő- Jelzőszolgálati Rendszer adatai szerint a hazai erdőkárok egy részét közvetlenül abiotikus okok idézik elő, évente mintegy 25–30 ezer hektáron, míg az azonosítható biotikus károk általában 100–150 ezer hektáron jelentkeznek (1. ábra, HIRKA 2006). Ugyanakkor nagyon fontos megjegyezni, hogy az erdei károknak csak kisebb része következik be közvetlenül, egyetlen jól meghatározható ok miatt. Az erdőben jelentkező elhalások, pusztulások túlnyomó többsége a kárláncolat végső elemeként jelentkezik. A kárláncolatban sok tényező együttes hatására, sokszor egymást erősítve, alakulnak ki az erdei életközösségben bekövetkező káros elváltozások. Az elsődleges tényező többnyire valamilyen abiotikus hatásra vezethető vissza, amely nem okozna önmagában jelentősebb pusztulást, de felerősíthet olyan folyamatokat, amelyek révén az állományokban gyengültségi állapot alakul ki, lehetőséget teremtve a normál körülmények között lappangó stádiumban jelenlévő betegségek elhatalmasodására. A kiváltó okok között első helyen kell említeni az időjárási szélsőségeket (hőmérséklet, csapadék, vihar, jég, hó, stb.), de a termőhely minősége, a monokultúrák kialakítása, a helytelen erdőművelési eljárások megválasztása, az egyes betegségekkel szemben fogékonyabb fajták alkalmazása, a helyi körülményekhez nem alkalmazkodott szaporítóanyag felhasználása, együttesen idézik elő a kárláncolatok kialakulását.



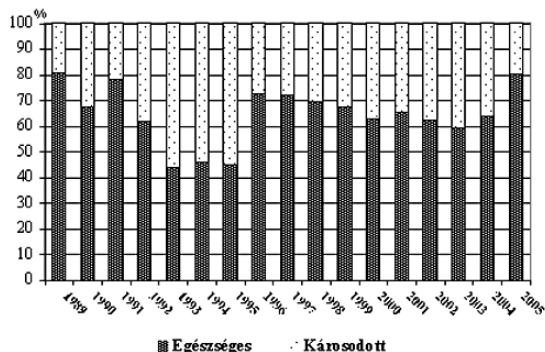
1. ábra Biotikus és abiotikus károk, 1962–2005  
Figure 1. Biotic and abiotic damages, 1962–2005

### A hazai erdők egészségi állapotának változása az elmúlt 16 év során

Az erdők egészségi állapotának meghatározása sokféle megközelítés létezik, de általánosan elfogadott, hogy a lombkorona megfelelő indikátora a fák egészségi állapotának. Ennek alapján első helyen említjük a levélvesztésre és levélzöldesítésre vonatkozó adatokat és ezek változásait. Mindezeket túl a számos vizsgált paraméter közül kiemeltünk néhányat, melyeket jelentőségük vagy gyakoriságuk miatt fontosnak tartunk erdeink általános egészségi állapotának bemutatása során.

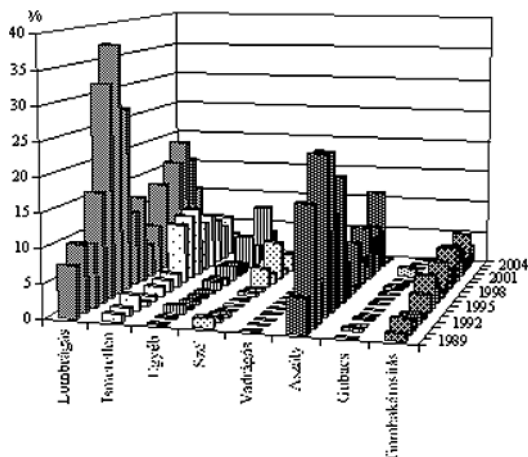
Elsőként vizsgáljuk meg a legjellegzetesebb kárképet a levélvesztés mértékét. Ez lehet részleges, amikor az asszimiláló felület bizonyos része hiányzik a levelekből, például rovarrágás vagy nekrotikus foltok következtében, másrészt a levélvesztés jelentheti a lombkorona teljes leveleinek hiányát is, például kiritkulás vagy esetleg koronatorés eredményeként. A levélvesztéssel kisebb-nagyobb mértékben érintett fák aránya változó, de évente átlagosan a fák 40–45%-án mutatkozik ez a kárforma. 1993–95-ben kiugróan magas értékeket regisztráltunk, de 1996-ra visszaállt a korábbi évek átlaga. Ugyanakkor ettől az évtől kezdve folyamatos és lassú emelkedés figyelhető meg a károsodott fák számában. 2004, de még inkább 2005 évben, a bőséges csapadék hatására jelentősen csökkent ez a kárforma, annak ellenére, hogy a Dunántúlon és az Északi középhegységben, nagy területet érintett a gyapjaslepke tömegszaporodása (2. ábra). A lombvesztést előidéző okok közül kiemelkedő a rovarrágás valamint az aszálykár, míg a gombakárosításból adódó levélkár jóval kisebb jelentőségű. Az ismeretlen eredetű és az egyéb abiotikus károk mértéke évről évre változó, de viszonylag alacsony szintű (3. ábra). A lombrágás és az aszálykárok éves változása vizsgálataink szerint egyértelmű kapcsolatot mutat az időjárási anomáliákkal (PAGONY et al. 1995, CSÓKA és LESKÓ 1995, CSÓKA 1996, TÓTH 2004, 2004a).

A levélzöldesítés jelensége ugyancsak fontos ismérve a fák egészségi állapotának. A levélvesztéshez hasonlóan itt is megkülönböztetünk részleges és teljes elszíneződést. A hazai erdők fáinak 10–15%-án jelentkezik rendszeresen a normálistól eltérő színezet a leveleken. Ez az érték is kisebb hullámzásokat mutat az egyes években (4. ábra). Megfigyeléseink szerint a száraz aszályos időszakok befolyásolják leginkább az elszíne-



2. ábra A lombvesztéssel érintett fák aránya 1989–2005

Figure 2. Rate of defoliated trees in 1989–2005

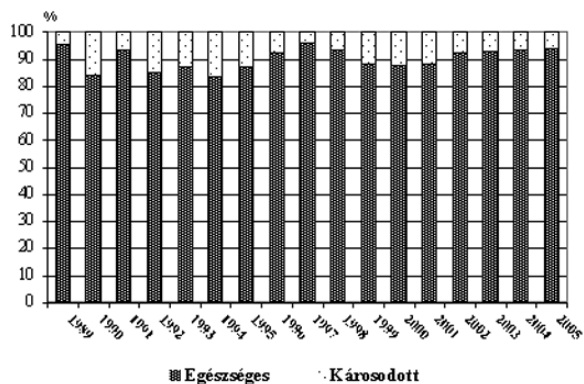


3. ábra Lombvesztés megoszlása kártípusok szerint 1989–2005

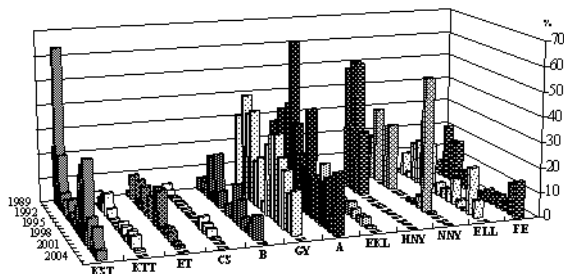
Figure 3. Distribution of defoliated trees according to damage types in 1989–2005

zódések mértékét, de e mellett esetenként a kórokozók, károsítók hatása is egyértelműen kimutatható. A különböző fajoknál jelentős eltérés figyelhető meg az elszíneződés mértékében. A gyertyánon és akácon rendszeres és magas az elszíneződés aránya, mivel igen érzékenyen reagálnak a csapadék hiányára, illetve a tartósan magas hőmérsékletre. E mellett az akácnál a termőhelyből adódó problémák is jellegzetes, természetellenes elszíneződést, sárgulást okoznak. A különféle nyár fajok, fenyőfélék és a kocsányos tölgy esetén a rendellenes szín megjelenése évről évre igen változó, elsősorban a leveleken megjelenő gombafajok függvényében. A cser, és kocsánytalan tölgy állományokban alig figyelhető meg elszíneződés (5. ábra).

Ugyancsak a koronák állapotára utal a rügy- és hajtáskárok előfordulásának gyakorisága. Az eddigi megfigyelések azt mutatják, hogy a károk többnyire a levélvesztést követő években válnak érzékelhetővé. Míg a levélvesztés a szélsőségesen aszályos években, 1993–95 között volt a legerősebb, addig a rügy- és hajtáskárok előfordulási gyako-



4. ábra Lombelszíneződéssel érintett fák aránya 1989–2005  
Figure 4. Rate of discoloured trees in 1989–2005

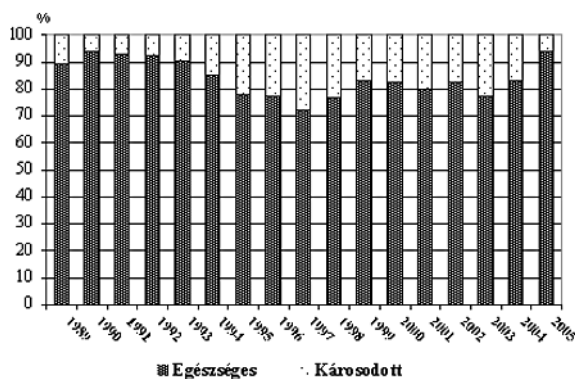


5. ábra A lombelszíneződés előfordulási gyakorisága fafajonként 1989–2005  
Figure 5. Frequency of discolouration in different tree species in 1989–2005

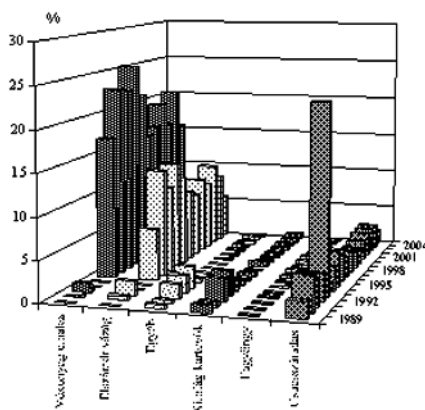
risága 1995–97 között mutatott maximumot. A rügy- és hajtáskárral érintett fák aránya évről évre hullámzó, de itt is megfigyelhető a folyamatos emelkedő tendencia. A '90-es évek kezdetén átlagosan a fák 10%-án jelentkezett rügy- és hajtáskár, de az 1997-es 30%-os mélypontot követően sem csökkent 20% alá ez az érték, kivéve a 2005 évet, amikor az erdei ökoszisztémák számára közel ideális csapadék és hőmérséklet viszonyok voltak (6. ábra). A hajtáskárok közül kiemelkedő jelentőségű a vékonyág elhalás, ami párosul az elhalt vázágak számának emelkedésével. A csúcscsáradás 1993-as magas aránya az aszályos időszak első évében jelentkezett, majd értéke ismét az átlagos 4–5% körül alakult (7. ábra). A rügy- és hajtáskárok előfordulása az egyes fafajoknál évenként igen, de több év átlagában nem mutat igazán nagy eltérést. A felvételi adatok szerint a cser, a nemesnyárok és a fenyők esetében a legkisebb a hajtáskárok mértéke, míg a tölgyeknél 40–50% gyakorisággal fordul elő ez a kárforma (8. ábra).

A koronák állapotának vizsgálata mellett a törzskárokat is folyamatosan figyelemmel kísérjük, mivel jelentős hatása lehet a törzsön kialakult rendellenességeknek a lombzat minőségére, a koronák állapotára. A törzskárok előfordulása szintén lassú, de állandó





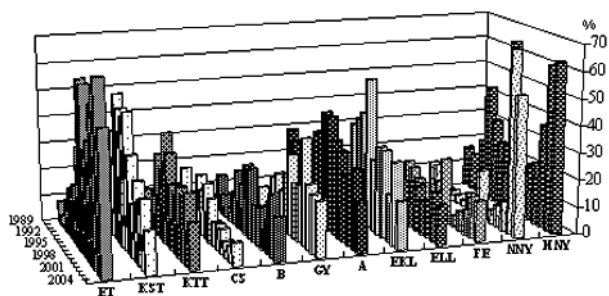
6. ábra Rügy és hajtáskárokkal érintett fák aránya 1989–2005  
Figure 6. Rate of bud and shoot damages in 1989–2005



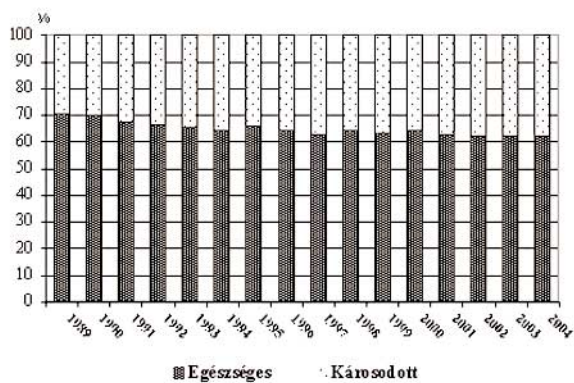
7. ábra Rügy és hajtáskárok megoszlása kárfeleségek szerint 1989–2005  
Figure 7. Distribution of bud and shoot damages according to damage types in 1989–2005

emelkedést mutat. A felvételek kezdetén a fák mintegy 30%-án tapasztaltunk különféle törzskárokat, de ez az érték 2005-re megközelítette a 40%-t (9. ábra). A törzskárok túlnyomó többségét a mechanikai sérülések teszik ki, ami mellett a rovar és gombakárok előfordulása elenyésző. A különböző fafajokon belül a károsodás mértékét tekintve nincs kiugró különbség, bár a cser, gyertyán és kocsánytalan tölgyeknél kissé alacsonyabb, míg a bükk, fenyő, akác és nyár állományokban kissé magasabb az előfordulási százalék. Ez utóbbiakban a gyakoribb előhasználatok, illetve a vékonyabb, sérülékenyebb kéreg miatt fordulnak elő általában nagyobb számban a törzskárok.

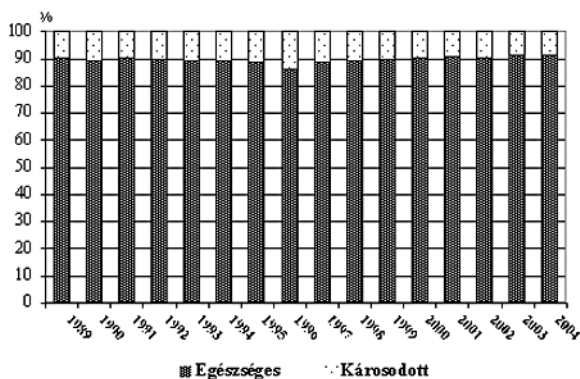
A gyökfű és gyökérvérsek jelentős része ugyancsak a közelítési munkák során keletkező mechanikai sérülésekből adódik. E mellett, illetve többnyire ennek következményeként a bekorhadás és különféle taplógombák megjelenése a leggyakrabban előforduló kárforma. Ugyanakkor a gyökfűben és gyökereken jelentkező károk előfordulási gyakorisága 8–10%, ami lényegesen kisebb, mint a törzskároké (10. ábra). A fafajok között



8. ábra Rügy és hajtáskárok előfordulási gyakorisága fafajonként 1989–2005  
 Figure 8. Frequency of bud and shoot damages in different tree species in 1989–2005



9. ábra Törzskárokkal érintett fák aránya 1989–2005  
 Figure 9. Rate of stem damages in 1989–2005



10. ábra Gyökfű és gyökérkárokkal érintett fák aránya 1989–2005  
 Figure 10. Rate of root swelling and root damages in 1989–2005

itt is mutatkozik kisebb eltérés, mely szerint a cser, bükk, akác és gyertyán esetében gyakrabban jelentkeznek különféle károsodások a gyökfűben, illetve a gyökereken.

Összegezve az elmúlt 16 év megfigyelési eredményeit elmondható, hogy a hazai erdők egészségi állapota, az éves ingások mértékét is figyelembe véve, erdészeti szempontból jelenleg még kielégítőnek tekinthető. Ugyanakkor a legfontosabb kárformákat és azok előfordulását elemezve megállapítható, hogy az elmúlt másfél évtized során, szinte minden károsodást jelző paraméter esetén emelkedő tendencia figyelhető meg. Ennek oka rendkívül összetett és a jelenlegi ismereteink alapján nem lehet egyértelműen megválaszolni. Ugyanakkor bizonyosnak tűnik, hogy az elmúlt évtizedekben egyre gyakrabban és szélsőségesebb értékekkel jelentkező időjárási anomáliáknak komoly szerepe lehet a változásokban. Nagy valószínűséggel az egyre melegebb és szárazabb időszakok negatív irányban hatnak, közvetlen és közvetett módon befolyásolva a fák egészségi állapotát. Az egyes fafajok eltérő ökológiai igényeik szerint más-más módon reagálnak a környezeti tényezőkre és annak változásaira, amit jól jelez, hogy fafajonként eltérő értékek mutatkoznak a különféle károsodások terén. Mindezek alapján egyértelműnek tűnik, hogy a hazai erdők egészségi állapotát elsősorban az éghajlati tényezők befolyásolják, melyet csupán gyengíthetnek vagy erősíthetnek a különféle emberi hatások, beavatkozások. A lassan bizonyítottan tekinthető klímaváltozás hatásai jelenleg elsősorban a szélsőséges viszonyokban mutatkoznak meg. Egyes években különösen hosszantartó aszály, míg más években rendkívül bőséges csapadék, vagy igen hideg téli időszak alakítja időjárásunkat. Mindezek egyértelműen fokozzák az erdei ökoszisztémában bekövetkező epidémiák kialakulásának esélyét, illetve mértékét. Ennek tükrében számítani lehet arra, hogy a jövőben, erdeinkben egyre nagyobb kiterjedésű és intenzitású károk jelentkeznek, egyrészt az őshonos, másrészt a klímaváltozásból adódó, új életteret nyelő idegen károsítók, kórokozók tömeges elszaporodása révén.

## Irodalom

- LESKÓ K., SZABÓKY Cs. 2003: Az erdővédelmi Figyelő- Jelzőszolgálati Rendszer története 1961–2003. Erdészeti Tudományos Intézet Kiadványai, 18.
- MANNINGER M., SOMOGYI Z., TÓTH J. 1997: Az Erdészeti Tudományos Intézet Vizsgálatai az erdővédelmi hálózatban. Részjelentés III. kézirat, ERTI, Budapest.
- PAGONY H., TÓTH J., VARGA F. 1995: A tölgypusztulás Magyarországon. Az erdők egészségi állapotának változása c. konferencia, Budapest, MTA Erdészeti Bizottsága. pp. 61–68.
- TÓTH J. 2004: A kocsánytalan tölgyek egészségi állapota. ERTI munkajelentés, kézirat, Mátrafüred.
- TÓTH J. 2004a: Jelentés a 16x16 km-es nemzeti mérőhálózatról, 2003 évi értékelés. ERTI erdővédelmi Osztály, kézirat, Mátrafüred.
- HIRKA A. (szerk.) 2006: A 2005. évi biotikus és abiotikus erdőgazdasági károk, valamint a 2006-ban várható károsítók. AGROINFORM Kiadó és Nyomda Kft. 2006/12
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P. 2004: Feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak elemzése McArthur modell-jével. Tájökológiai Lapok 2: 231–252.
- CSÓKA Gy. 1996: Az aszály szerepe az erdei rovarok kárterületének növekedésében. Az „Alföldi erdőkért” PJT. Kutató Napja (1995) előadásainak kötete pp. 25–34.
- CSÓKA Gy., TÓTH J., KOLTAY A. 1999: Trends of the sessile oak decline in North-Eastern Hungary. In: FORSTER, B.-KNIZEK, M.-GRODZKI, W. (eds.): Methodology of Forest Insects Disease Survey in Central Europe. Proceedings of the Second Workshop of the IUFRO WP 7.03.10. pp. 48–53.
- CSÓKA Gy., LESKÓ K. 1995: Klimatikus anomáliákat indikáló erdei rovarok. Az „erdő és klíma” konferencia kötete, Noszvaj, 1994. június 1–3., pp. 163–170.

- CSÓKA P. 1993: Az ENSZ/EGB „ICP Forest Programme Task Force“ IX. ülése elé. Erdészeti Lapok 128: 120–121.
- CSÓKA P., SZEPESI A. 1993: Az ENSZ/EGB „ICP Forest Programme Task Force“ IX. ülése elé. Erdészeti Lapok 128: 170–173.
- KOLTAY A. 2004: Erdővédelmi monitoring rendszerek Magyarországon. Erdészeti Lapok 139: 270–272.
- ÁESZ 2002: Magyarország erdőállományai 2001. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- FIMCI 2002: Forest Condition in Europe, Results of the 2001 Large-scale Survey. Technical Report. Federal Research Center for Forestry and Forest Products. UNECE and EC, Geneva and Brussels.
- FIMCI 2003: Intensive Monitoring of Forest Ecosystem in Europe, Technical Report 2003. Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute. EC-UN/ECE, Brussels, Geneva.

CHANGES OF FOREST HEALTH –  
BASED ON DATA OF FOREST HEALTH MONITORING SYSTEMS

A. KOLTAY

Hungarian Forest Research Institute, Department of Forest Protection  
3232 Mátrafüred, Hegyalja u. 18. HUNGARY, e-mail: koltaya@erti.hu

**Keywords:** Forest protection, Forest health condition, Forest monitoring, Forest decline

Hungarian forest condition monitoring networks and methods are well joined with European systems. Results of yearly observations can be followed health condition of forests and the main different forest tree species. Since 1989 „National Intensive Monitoring System” (EVH) gives detailed data in this topic. Data of defoliation and discolouration showed, Hungarian forests health are somewhat better than European average. Apart from this local considerable forest damages can appear in Hungary in certain years. Primary reasons of forest diseases are extreme climatic situations that decrease the natural resistance of the forests, so they become more sensitive to different pathogens.

According to data of monitoring systems most of the forest damages are caused by direct abiotic reasons, (25–30 thousand hectares per year are involved). Identifiable biotic damages occur approximately 100–150 thousand hectares every year. Sum up results of the last 16 years observations, data show, consider of yearly fluctuation, the health condition of Hungarian forests are adequate. Nevertheless in the last fifteen years the most important damage types show slow increase of value.

## COMPARATIVE COENOLOGICAL EXAMINATIONS ON PASTURES OF THE GREAT HUNGARIAN PLAIN I. (HORSE AND CATTLE PASTURE NEAR HÓDMEZŐVÁSÁRHELY)

KISS TÍMEA<sup>1</sup>, MALATINSZKY ÁKOS<sup>2</sup>, PENKSZA KÁROLY<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Kecskemét College, Dept. of Floriculture, 6000 Kecskemét, Erdei Ferenc tér 1-3.

<sup>2</sup>Szent István University, Institute for Environmental and Landscape Management,  
Dept. of Landscape Ecology, 2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.  
e-mail: penksza@freestart.hu

**Keywords:** grazing, overgrazing, trampling, alkali grassland, coenological examination

### Summary

Two groups of coenological relevés were prepared in 1997 and 2005 on sandy, alkali areas near Hódmezővásárhely town. Areas situated inside and near (0 to 50 meters far from) an animal husbandry farm belong to the first group. Coenological relevés gained from areas situated 50 to 150 meters far from intensively used areas belong to the second group. Data evaluation was made with considering naturalness state in case of habitats; and on the other hand, according to relative ecological factors of occurring species. A significant change in species composition could be detected. Particularly, deterioration of areas could be experienced. These negative processes are extremely heavy inside and near the animal husbandry farm. Even aggressive, invasive plant species occurred. Among dominant grass species, dominance relations and covering rate of disturbance tolerant *Cynodon dactylon* and *Lolium perenne* species have increased, caused partly by overgrazing and trampling as well. Farther from the farm, rate of degradation showed by vegetation has decreased compared to the areas closer to the farm, however, it has increased even on the farther area between the two time periods. During the preparation of management plans for the grasslands, these data should be considered at a higher rate in favour of preserving natural values, especially because the biggest population of nature protected *Trifolium subterraneum* lives in this area.

### Introduction

Among nature protected areas in Hungary, grasslands own the second place by covering 213469 hectares. In many cases, grazing takes place in these natural grasslands. As a consequence of Hungary's natural backgrounds, economic state and EU accession tasks, agricultural use and the aims of nature conservation should be harmonised in these areas, too.

The Hungarian National Agri-environmental Programme and the legislation about its elaboration drafts a type of agricultural practise that is based on the conservation of biodiversity and landscape values and production of healthy food, meanwhile managing natural resources on a sustainable way.

Coenological relevés were prepared by authors on different pastures (grazed by horse, cattle or sheep) of the Great Hungarian Plain in 1997 and 2005. Based on data gained during the two periods, vegetation changes caused by animal husbandry can be compared. During coenological studies, monitoring of spatial changes has also played an important role, this is why data were gained from two groups of relevés. Areas situated inside and near (0 to 50 meters far from) an animal husbandry farm belong to the first group. Coenological relevés gained from areas situated 50 to 150 meters far from

intensively used areas, where animals spend shorter time or only pass belong to the second group. Besides observing the effects of grazing on vegetation, we have also concentrated on how to strain of effects of trampling. Intensity of grazing has changed on the areas observed in 1997, as slightly and intensively grazed or overgrazed areas were separated.

The observed area has got a high importance also because a unique species for the whole area of Hungary, *Trifolium subterraneum*, was re-discovered here (PENKSZA et al. 1997). It was found during the floristical and coenological investigation works on the administrative area of Körös-Maros National Park. The observed area functions as a horse and cattle pasture, making it suitable for monitoring changes caused by grazing. The first data of *Trifolium subterraneum* L. was reported by HALÁSZ (1889) from Makó without exact localisation and proving herbarium sample. In the publication titled "Flora of the Area East of the River Tisza" by SOÓ and MÁTHÉ (1938), earlier literature data were also processed, therefore data from Makó collected by HALÁSZ (1889) was also adapted as the distribution place of *Trifolium subterraneum* near Hódmezővásárhely. First herbarium data of *Trifolium subterraneum* were collected by TÍMÁR in 1943 (from Kismargitta near Hódmezővásárhely). At the same time TÍMÁR (1954) published it later with the localisation "Mártély". BOROS visited the surroundings of Hódmezővásárhely several times to reconstruct the herbarium data of TÍMÁR from 1943. At first he visited the territory on 25-26 August 1960 (BOROS 1960), but he could not find it. On 16 May 1961 and on 31 August 1961 he managed to find it (BOROS 1961), and collected a herbarium sample from "Hódmezővásárhely (Kishomok)". On 15 May 1968 BOROS visited the area again and made the following remark "There is no trace of it." (BOROS 1968). Since 1961, *Trifolium subterraneum* has been found again at first on the area of Kishomok, between the lines of orchards parcelled out and on a pasture between Kishomok and Hódmezővásárhely in 1996. It was also found near Mártély in 1997 (PENKSZA et al. 1997).

The vegetation of the alkali grasslands close to the sampling sites of our publication was studied by BODROGKÖZY. Detailed coenological tables were published about the associations and subassociations of the alkali areas of Székkutas, Orosháza, Nagylak, Mezőhegyes and Békéssámsón (BODROGKÖZY 1965a, 1965b, 1966, 1980, BODROGKÖZY and HORVÁTH 1969), among which the two subassociations of *Achilleo-Festucetum pseudovinae* Soó (1933) 1947 corr. Borhidi 1996 were also described (BODROGKÖZY 1965a). However, BODROGKÖZY (1965a) published this name incorrectly, when he referred to the work of Soó (1933) as *Achilleo-Festucetum pseudovinae* Magyar (1928) Soó 1933, although in the cited publication the name of *Festucetum pseudovinae achilleosum* and *artemisiosum* is present.

## Materials and methods

Previous coenological data, hereby used as basis for comparison were published by PENKSZA et. al. (1997). Coenological relevés prepared in 1997 belong to the group of data gained farther from the farm. For 2005, the area has been divided and fenced. One half of it (group B among relevés) is grazed by few animals and mowed as well. These areas can be considered as similar to the other farms of the Great Hungarian Plain.



Intensive grazing takes place on the other fenced area and a fold was built here as well (group A).

Coenological investigations were prepared between April and July both in 1997 and 2005, according to BRAUN-BLANQUET (1964), by using 2x2 m quadrates. As evaluation, group unit share was counted based on covering rates.

Among relative ecological value categories according to BORHIDI (1995), areas were evaluated based on water demand (WB) and nitrogen demand (NB) values. Evaluation of social behaviour types were made according to BORHIDI (1995) and ratio of nature conservation value categories according to SIMON (2000). Species names follow the nomenclature of SIMON (2000).

Data gained from the area closer to the farm are signed as group A and those from the farther one as group B. These two groups were not differentiated during the observations in 1997, this is why data gained that time were used as standards during the evaluation of data gained in 2005.

## Results and discussion

Overgrazed areas (group A) contain more species than those lying farther from the farm. Comparing with previous observations it can be stated that the area has not become poorer, however, new species appeared on the area, being mainly weeds or natural disturbance tolerant species (*Convolvulus arvensis*, *Ononis spinosa*). A significant difference could be detected considering dominant species. Previously, *Festuca pseudovina* and *Bromus mollis* were dominant. During time passed, *Festuca pseudovina* has remained in a significant rate in the association, rate of *Bromus mollis*, however, has decreased, its dominant role was taken over by *Cynodon dactylon*. On the areas near the farm, *Lolium perenne* has become dominant. On the less grazed area (group B), the number of animals per hectare is suitable (KELEMEN 1997), there was no change in dominant species as well.

### Evaluation based on relative ecological value categories

Observing water demand values it can be stated that dryness tolerant plant species cover the highest rate. Deterioration is signed by *Lolium perenne* spreading in the area as well. Species referring to semi-dry areas have a rate of about 15%, those of tolerating massive dryness exceed 8% (Figure 1). There is no significant difference in species number among the different categories in the two groups based on data gained in 2005. Comparing data to previous studies it can be seen that rate of dryness tolerant species has increased. This change is the highest in case of species referring to semi-wet (value 5) conditions, where their rate has decreased from 23% to 3% or 11%.

Based on the values it can be stated that in case of water supply of the areas, value 3 of the scale is dominant in all the 3 cases. Considering distribution of value categories, data show that dryness tolerant species are characteristic around the farm (group A), while going farther from the fold, species indicating semi-wet or wet habitats cover a bigger rate.



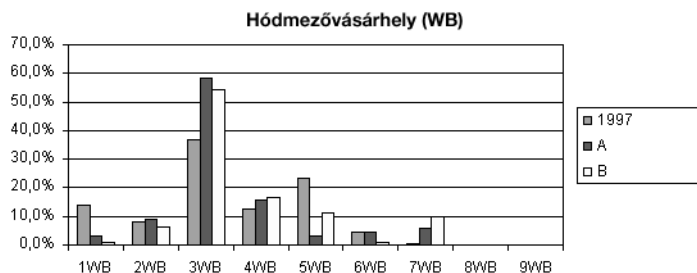


Figure 1. Relative groundwater and soil moisture demand values

1. ábra Relatív talajvíz- és talajnedvességigény értékek

### Relative nitrogen demand

Plant species referring to oligotrophic and mesotrophic environment (value 3 and 5) cover the highest rate in the observed areas (Figure 2). Plants of nutrient poor (value 2), sub-mesotrophic (value 4) and nutrient rich (value 7) sites exceed about 10%. Species indicating nutrient poor circumstances cover a greater rate than nitrogen indicating species of manured areas. Number of species with value 1 had been especially high (17%) in the previous studies, but their number has decreased significantly during the two investigation times. Within the other value categories, values of the standard area are similar to the other two areas.

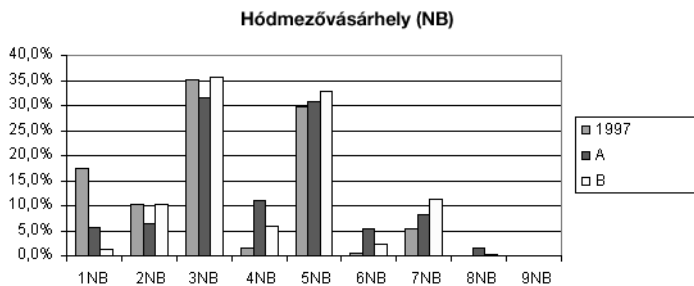


Figure 2. Relative nitrogen demand values

2. ábra Relatív nitrogénigény értékek

Considering nitrogen relations of the observed areas it can be stated that low and medium nitrogen level indicating species are present in case of all the three areas. Number of species referring to nutrient poor areas has decreased compared to the previous observations.

### Social behaviour types of species

Greatest part of species found on the observed areas belong to the group of natural disturbance tolerant ones (DT), ruderal competitors (RC) and competitors (C). Rate of ruderal competitors, indicating greater disturbance, is only 1% in 1997, however, their rate has almost exceeded 30% for 2005 (Figure 3). Rate of weeds (W) and disturbance tolerant species (DT) is higher on the areas affected by more intensive use. Moreover,

species belonging to rare specialists (*Trifolium subterraneum*) can be found only here. Sr value of 1997 exceeding 13% is caused by the high covering rate of this species. Aggressive invasive (AC) species have appeared in this area for 2005.

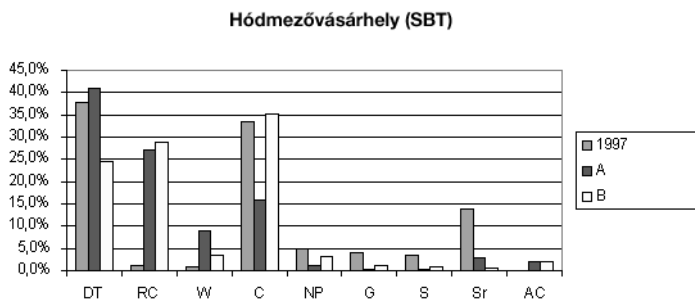


Figure 3. Social behaviour type values  
3. ábra Szociális magatartástípus értékek

Considering social behaviour types per area it can be stated that natural disturbance tolerant ones (DT), ruderal competitors (RC) and competitors (C) are present with the highest rate. Comparing categories indicating natural and disturbed state one can discover that plant species of secondary and anthropogenic habitats and of natural habitats are characteristic in a rate of about 50–50% on the areas.

### Nature protection value categories

Analysing the nature protection value categories (Figure 4) one can state that, similarly to the social behaviour types, natural disturbance tolerant (TZ) and weed (W) species occur with the highest rate. Natural disturbance tolerant (TZ) species exceed the highest rate (70%) in the areas farther from the stables. While rate of weeds (W) has not exceeded 10% in 1997, it passes 40% around the fold by 2005 (*Ambrosia artemisiifolia*, *Carduus achantoides*, *Conyza canadensis*). Rate of accompanying species (K) which refer to natural conditions and rate of pioneers (TP) have decreased between the two investigation periods. In the farther areas, where a bigger rate of natural composers should be expected, there is no representative of association composers (E). Besides these, one species can be classified into the category of crops.

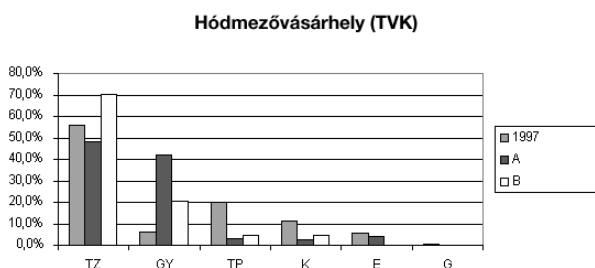


Figure 4. Nature protection value categories  
4. ábra Természetvédelmi értékkategóriák

After analysing nature protection value categories it can be stated that results gained from the areas are not significantly different from the results based on evaluation of social behaviour types.

*Table 1. Coenological relevés near (0 to 50 m far from) the animal husbandry farm*  
*1. táblázat Cönológiai felvételek az állattartó telep közelében (0–50 m-re)*

<i>Relevés</i>		<i>1.</i>	<i>2.</i>	<i>3.</i>	<i>4.</i>	<i>5.</i>
Festuca	pseudovina	5	15	5	15	20
Cynodon	dactylon	30	5	30	35	15
Elymus	repens	1		3	3	3
Convolvulus	arvensis	5	3	5	2	
Ononis	spinosa	5	5	15	5	
Euphorbia	cyparissias	5	15	40	15	
Plantago	lanceolata	3	3	5	3	5
Conyza	canadensis	2	2	3		
Lolium	perenne	10	15	5	10	5
Achillea	collina	2	3	2	5	3
Torilis	arvensis	2				
Potentilla	argentea	2	5	4		2
Lotus	tenuis	2		3	2	3
Digitaria	sanguinalis	2				
Melilotus	officinalis	2				
Eryngium	campestre	5	5	3		
Verbascum	phlomoides	3	3			
Geranium	pusillum	2	10	3	2	
Chenopodium	album		1			
Erodium	cicutarium		10	3	2	
Setaria	lutescens		5			
Setaria	viridis		5			
Carduus	acanthoides		3	3	2	
Trifolium	striatum		1	3	1	
Ambrosia	elator		2			
Trifolium	subterraneum				10	5
Vicia	lathyroides				1	
Cardaria	draba				2	1
Medicago	minima					
Alopecurus	pratensis			3	5	15
Polygonum	neclegum				2	2
Inula	britannica				3	15
Lepidium	perfoliatum				1	2
Bromus	mollis				2	2
Rumex	stenophyllus					2
Mentha	pulegium					2
Puccinellia	limosa					2
Portulaca	oleracea					2
Kochia	prostrata					2

Table 2. Coenological relevés 50 to 150 m far from the animal husbandry farm  
2. táblázat Cönelógiai felvételek az állattartó teleptől 50–150 m-re

Relevés		1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
Festuca	pseudovina	65	60	40	5	30	20	25
Cynodon	dactylon	5	25	5	10	15	25	30
Elymus	repens	5	3	3	40	5	5	5
Plantago	lanceolata	3	2	25	1	20	20	2
Gypsophila	muralis	3	1	3	1	10	3	1
Lotus	tenuis	4	1	5		3	3	5
Achillea	collina	2		20		5	10	2
Potentilla	argentea	2						3
Podospermum	canum		2	1		1		1
Cichorium	intybus			2				
Taraxacum	officinale				1	5	1	5
Pholiurus	pannonicus				5			
Polygonum	neglectum				3	2	2	1
Setaria	lutescens					15		
Digitaria	sanguinalis					10		
Inula	britannica					5	10	5
Trifolium	subterraneum			3	3	5	2	
Eragrostis	pilosa					5		
Conyza	canadensis						3	
Verbascum	blattaria						2	
Carduus	acanthoides						2	
Carex	praecox						3	
Bupleurum	pachnospermum							2
Potentilla	reptans							5
Mentha	pulegium							5

### References

- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Bot. Sci. Hung.* 39: 97–181.
- BOROS Á. 1922–1968: Florisztikai jegyzetek. (Floristic notes). (manuscript).
- BODROGKÖZY Gy. 1965a: Ecology of the Halophilic Vegetation of the Pannonicum III. Results of the Investigation of the Solonetz of Orosháza. *Acta Biol. Szeged* 11: 3–25.
- BODROGKÖZY Gy. 1965b: Ecology of the Halophilic Vegetation of the Pannonicum IV. Investigations on the Solonetz Meadow Soils of Orosháza. *Acta Biol. Szeged* 11: 207–227.
- BODROGKÖZY Gy. 1966: Ecology of the Halophilic Vegetation of the Pannonicum V. Results of the Investigation of the “Fehértó” of Orosháza. *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* Tomus 12: 9–26.
- BODROGKÖZY Gy. 1980: Szikes puszták és növénytakarójuk. Békés megyei Múz. Közlem. 6: 29–49.
- BODROGKÖZY Gy., Horváth, I. 1969: Production examinations on plant associations of grass-lands with solonetz soil I. Effect of climatic and soil factors on dry matter, carbohydrate and nitrogen contents of *Artemisio-Festucetum pseudovinae*. *Acta Biol. Szeged* 15: 207–227.
- BRAUN-BLANQUET J. 1951: *Pflanzensoziologie* II. Wien.
- HALÁSZ Á. 1889: Makó város és környéke növényzete. *Közs. Polg. leányisk. ért. Makó* pp. 1–30.
- KELEMEN J. (szerk.) 1997: Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. A KTM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 4.

- Magyar P. 1928: Adatok a Hortobágy növényiszociológiai és geobotanikai viszonyához. Erd. Kisérlet. 30: 26–63.
- PENKSZA K., KAPOCSI J., ENGLONER A. 1997: Phytosociological study of *Trifolium subterranei-Festucetum pseudovinae* ass. nov. Crisicum 2: 67–83.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. – Tankönyvkiadó, Budapest.
- SOÓ R. (1933): a Hortobágy növénytakarója (A szikespuszta növényiszövetkezeteinek ökológiai és szociológiai jellemzése). Debreceni Szemle. Városi Nyomda Debrecen. pp. 1–26.
- SOÓ R., MÁTHÉ I. 1938: A Tiszántúl flórája. (Flora Planitie Hungariae Transtibiscensis). Magyar Flóraművek. II. Inst. Bot. Univ., Debrecen, 192 pp.
- TÍMÁR L. 1954: Adatok a Tiszántúl (Crisicum) flórájához. Ann. Biol. Univ. Hung. 2: 491–499.

ALFÖLDI LEGELŐK ÖSSZEHASONLÍTÓ CÖNOLÓGIAI VISZGÁLATA I.  
(Hódmezővásárhelyi ló- és szarvasmarhalegelő)

KISS TÍMEA<sup>1</sup>, MALATINSZKY ÁKOS<sup>2</sup>, PENKSZA KÁROLY<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Kecskeméti Főiskola, Dísznövénytermesztési Tanszék, 6000 Kecskemét Erdi Ferenc tér 1–3.

<sup>2</sup>Szent István Egyetem, Környezet és Tájgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék  
Gödöllő 2103, Páter Károly u. 1. Tel./Fax: 06-28-410-200 1833 m.  
e-mail: penksza@freestart.hu

**Kulcsszavak:** legeltetés, túllegeltetés, taposás, szikes gyepek, cönológiai vizsgálat

**Összefoglalás:** A cönológiai felvételek 1997-ben és 2005-ben a Hódmezővásárhely melletti homokos-szikes két csoportban készültek. Az első csoportba az állattartó telephez közel, 0–50 m-re lévő, és a bekerített karámok tartoznak. A második csoportba az intenzíven igénybe vett területektől 50–150 m-re található állományok felvételei találhatók. Az adatok értékelése az élőhelyekre vonatkozóan a természetességi állapot figyelembevételével; másrészt pedig az előforduló fajok relatív ökológiai mutatói alapján történt. A fajösszetételben jelentős változás történt. Elsősorban a területek leromlása tapasztalható. Különösen erősek ezek a folyamatok a karám, illetve a karámhoz közeli területeken. A vegetációban az agresszív tájidegen növényfajok is megjelentek. Az uralkodó pázsitfű fajok esetében a zavarást jobban tűrő *Cynodon dactylon* és *Lolium perenne* dominancia viszonyai és elterjedési területe nőtt meg, ami részben a túllegeltetésnek és a taposásnak is köszönhető. A karámtól távolodva a vegetációban kimutatható degradáció mértéke a közeli területekhez képest csökken, viszont a két időszak között a távolabbi területen is nőtt. A gyepek kezelési terveinél, a természetvédelmi értékek fennmaradása érdekében ezeket az adatokat jobban figyelembe kell venni, különösen azért, mert itt található nőhazánk két állománya közül a nagyobb, unikális földbentermő here (*Trifolium subterraneum*) is.

## FLORISTISCH-VEGETATIONSKUNDLICHE UNTERSUCHUNG DER MOORWIESE BEI GALGAHÉVÍZ ZUR ERSTELLUNG EINES BIOTOPPFLEGEPLANES

<sup>1</sup>DANIELA BOECKER, <sup>2</sup>GÁBOR TURCSÁNYI, <sup>1</sup>BODO MARIA MÖSELER

<sup>1</sup>Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz, Ökologie der Kulturlandschaft - Geobotanik und Naturschutz - Institute of Crop Science and Resource Conservation, Ecology of Cultural Landscape - Geobotany and Nature Conservation - Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Biozentrum, Karlrobert-Kreiten-Str. 13, D 53115 Bonn, e-mail: moeseler@uni-bonn.de

<sup>2</sup>Institut für Umwelt- und Landschaftsbewirtschaftung, Lehrstuhl für Naturschutz, Institute of Environmental and Landscape Management, Department for Nature Conservation Szent István Egyetem, Péter Károly 1, H 2103 Gödöllő, e-mail: Turcsanyi.Gabor@kti.szie.hu

**Schlüsselwörter:** Moorwiese, vegetationskundliche Untersuchung, Vorschläge für Pflegemaßnahmen, Mahá

**Zusammenfassung:** Für die Konzeption effizienter Restaurationsmaßnahmen brach gefallener Niedermoor wurde in der Vegetationsperiode 2005 ein im Galga-Tal bei Galgahévíz nordöstlich von Budapest gelegenes Moor eingehend untersucht. Am Beispiel dieser seit der Wende brachliegenden Fläche soll gezeigt werden, wie auf der Basis ausführlicher floristischer Bestandsaufnahmen und Vegetationskartierungen des Geländes ein wirkungsvoller und nachhaltiger Biotopmanagementplan entwickelt werden kann.

Die Abgrenzung der unterschiedlichen Vegetationseinheiten und die Lokalisierung naturschutzfachlicher wichtiger Arten wurden im Rahmen der floristisch-vegetationskundlichen Kartierung mit Hilfe von GPS-Daten vorgenommen.

Das Niedermoor wird von Schilfröhricht, einigen Großseggenrieden und verschiedenen Moorwiesen-gesellschaften i. e. S. gebildet. Die Moorwiesen nehmen ca. 5,7 ha ein und werden von Kalk liebenden Assoziationen aufgebaut: das *Succiso-Molinietum hungaricae*, das *Caricetum davallianae* und das *Juncetum subnodulosi*. Nur ein Teil dieser Fläche ist gut strukturiert und reich an charakteristischen Arten; es zeigen sich jedoch großflächig Degradationserscheinungen, meist in Form einer starken Verschilfung. Innerhalb des umgebenden Schilfröhrichts breiten sich stellenweise Stickstoffzeiger aus. Insgesamt wurden 12 geschützte Pflanzenarten mit teils beträchtlichen Populationsgrößen gefunden.

Bei der Durchführung von Pflegemaßnahmen müssen zwei Flächentypen unterschieden werden: Teilflächen, die keinen oder nur wenig Schilf aufweisen, können von Anfang an in Form der traditionellen Spätsommermahd einschürig bewirtschaftet werden. Teilflächen, die stärker von Schilf durchsetzt sind, müssen hingegen zunächst für einige Jahre frühzeitig in der Vegetationsperiode und mehrmals im Jahr gemäht werden, um das Schilf wirkungsvoll zurückzudrängen. Auf diese Weise soll die Konkurrenzkraft des Schilfs geschwächt, ein weiteres Vorrücken von den Rändern aus verhindert werden, und die Struktur der eigentlich Moorwiesen verbessert werden. Nach deutlichem Rückgang der Schilfpopulation ist auch auf diesen Flächen auf die traditionell einschürige Nutzung umzustellen.

### Einführung

Moorwiesen sind extensiv genutzte, artenreiche Grünlandgesellschaften auf wasserbeeinflussten, mageren torfigen Böden. Sie treten vereinzelt als natürliche Sukzessionsstadien von Mooren auf, entwickelten sich aber meist als anthropogene Ersatzvegetation einstiger Erlenbruchwälder (HORTOBÁGYI und SIMON 2000). Ursache für ihre Entstehung war eine jahrzehntelange, extensive Nutzung in Form einer jährlichen späten Mahd. Da in Moorwiesen-Gesellschaften Arten mit geringem Futterwert (*Molinia caerulea*, verschiedene Seggen) dominieren, wurden sie traditionell als „Streuwiesen“ zur Gewinnung von Stall-Einstreu genutzt.

Heute ist die Existenz dieses Vegetationstyps durch die tief greifenden Veränderungen der Landwirtschaft stark gefährdet. Die schwer zu bearbeitenden und wenig ertragreichen Feuchtgebiete wurden vielerorts entwässert, gedüngt und in ertragreiche Fettwiesen gewandelt, kurz „melioriert“. Die Bewirtschaftung der nicht meliorierten Flächen wurde unwirtschaftlich. Diese fielen meist brach und entwickelten sich im günstigsten Fall bei ausreichender Vernässung sukzessive zurück zu bruchwaldartigen Beständen. Bei unzureichender Wasserversorgung erfolgte wegen verstärkter Mineralisation in der Regel eine rasche Verunkrautung der Flächen. Nährstoffeinträge aus benachbarten, intensiv bewirtschafteten Flächen und invasive Neophyten verschärfen ungünstige Entwicklungen.

Deshalb sind heute Moorwiesen mit ihrer typischen Flora und Vegetation sowohl in Ungarn als auch in anderen europäischen Ländern stark gefährdet und stehen unter Schutz (BORHIDI 1999). Da diese Wiesen für ihre dauerhafte Erhaltung extensiv genutzt werden müssen, ihre Bewirtschaftung aber nicht mehr rentabel ist, müssen für den dauerhaften Fortbestand vom Naturschutz Pflegemaßnahmen entworfen werden, die sich an den früheren Nutzungstechniken orientieren.

Die Moorwiese von Galgahévíz liegt seit der Wende 1989/1990 brach. Seither breiten sich Weiden und das allgegenwärtige Schilfrohr massiv aus, so dass inzwischen dringender Handlungsbedarf besteht. PINTÉR (2001) hat bereits die Vegetation und Flora der Fläche beschrieben. Da geplant ist, Wiederherstellung und Pflege der Wiese mit wissenschaftlicher Unterstützung des Institutes für Landschaftsökologie der Szent István-Universität Gödöllő durchzuführen, wurde nun eine aktuelle Bestandsaufnahme und die genaue Kartierung des derzeitigen Zustandes der Fläche erforderlich. Eine begleitende bodenkundliche Untersuchung und Kartierung der Moorwiese erfolgte durch (CENTERI et al. 20005, VONA 2005, 2006, VONA und FALUSI 2005, VONA et al. 2005a, 2005b, 2005c).

## Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt etwa 22 km nordöstlich von Budapest im Tal des Galgabaches auf ca. 119 m Höhe ü. NN und grenzt unmittelbar an den Nordrand des Dorfes Galgahévíz. Die untersuchte Fläche befindet sich im Überflutungsbereich der Galga. Dort finden sich hydromorphe Böden, die sich auf den vom Bach angelieferten Sedimenten entwickelt haben. Es handelt sich in diesem Bachabschnitt vorwiegend um Tone, Schluffe und Sande. Als Bodentypen kommen Gleye, Auenböden und Moorböden sowie Übergänge zwischen diesen vor. Im Rahmen der bodenkundlichen Kartierung der Moorwiese konnten ferner zwei weiter verbreitete Torfschichten in 60 und 90 cm Tiefe nachgewiesen werden. An manchen Stellen sind beide zu einer einzigen Schicht vereinigt (VONA 2005).

Die Geländearbeiten erstreckten sich über die gesamte Vegetationsperiode des Jahres 2005. Kartiert wurde eine Fläche von etwa 14,7 ha, die größtenteils von Entwässerungsgräben umgeben ist. Die floristisch-vegetationskundlichen Untersuchungen konzentrierten sich auf den ca. 5,7 ha umfassenden Kernbereich mit mehr oder weniger intakten Moorwiesen. Der Rest des Geländes wurde größtenteils von Schilfröhricht eingenommen, dessen Areal über den kartierten Bereich hinausging. In direkter Nachbarschaft zu der untersuchten Fläche liegen landwirtschaftlich genutzte Parzellen und Brachen.



Durch regelmäßiges Beobachten und Sammeln kritischer Sippen wurde eine Artenliste aller Gefäßpflanzen der Fläche erstellt. Zusätzlich wurde durch Zählung oder Schätzung die Populationsgröße aller geschützten Pflanzenarten erfasst.

Nach Minimumarealanalysen in den wichtigsten Pflanzengesellschaften wurden 186 Aufnahmen mit einer Flächengröße von 4 m<sup>2</sup> durchgeführt. Die kartographische Darstellung der Vegetationsflächen erfolgte mit Hilfe eines GPS-Gerätes. Bei der Abgrenzung von Teilflächen wurden erkennbare strukturelle und floristische Unterschiede sowie der Grad der Verschilfung berücksichtigt. Auf dieser Grundlage konnte eine recht genaue, aktuelle Vegetationskarte erstellt werden. Anhand der Vegetationsaufnahmen wurden die Bestände der einzelnen Teilflächen Pflanzengesellschaften zugeordnet; darauf basierend erfolgten gegebenenfalls Eingrenzung oder Erweiterung der Teilflächen. Zur Einteilung der Vegetationsaufnahmen in Gruppen mit ähnlicher Artenkombination wurde eine hierarchische Clusteranalyse mit SYN-TAX 5.0 (PODANI 1980) vorgenommen, zusätzlich erfolgte eine Trennarten-bezogene Sortierung der Vegetationstabelle.

## Ergebnisse

Im Untersuchungszeitraum wurden auf der untersuchten Fläche insgesamt 186 Pflanzenarten erfasst, von diesen sind 12 in Ungarn geschützt (Erlass des Umweltministers 2001). Die geschützten Arten und deren gezählte oder geschätzte Populationsgrößen sind in Tabelle 1 aufgelistet.

Tabelle 1. Geschützte Arten des Untersuchungsgebietes mit den geschätzten Individuenzahlen  
1. táblázat A vizsgált terület védett fajai és becsült egyedszámuk

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Ungarischer Name	Populationsgröße
<i>Lathyrus palustris</i>	Sumpf-Platterbse	Réti lednek	> 223
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Lungen-Enzian	Kornistárnics	> 2.739
<i>Dianthus superbus</i>	Pracht-Nelke	Buglyos szegfű	> 1.968
<i>Veratrum album</i>	Weißer Germer	Fehér zászpa	419
<i>Iris sibirica</i> polykormone	Sibirische Schwertlilie	Szibériai nőzirom	ca. 1.200
<i>Carex appropinquata</i>	Seltsame Segge	Rostostövű sás	> 383 Horste
<i>Epipactis palustris</i>	Sumpf-Ständelwurz	Mocsári nőszőfű	> 1.067
<i>Carex davalliana</i>	Davall-Segge	Lápi sás	ca. 77.000 Horste
<i>Koeleria javorkae</i>	Javorka-Schillergras	Jávorka-fényperje	häufig
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Schmalblatt-Wollgras	Keskenylevelű gyapjúsás	> 14; selten
<i>Orchis laxiflora</i> ssp. <i>palustris</i>	Lockerblütiges Knabenkraut	Mocsári kosbor	18
<i>Gymnadenia conopsea</i> ssp. <i>conopsea</i>	Mücken-Händelwurz	Szúnyoglábú bibircsvirág	1

Abb. 1 zeigt die Vegetationskarte des Geländes. Die Moorwiesen-Bestände konnten drei verschiedenen Assoziationen zugeordnet werden (nach BORHIDI 2003), die alle unter Schutz stehen (BORHIDI 1999). Es handelt sich dabei um Kalk liebende Assoziationen nährstoffarmer Standorte.

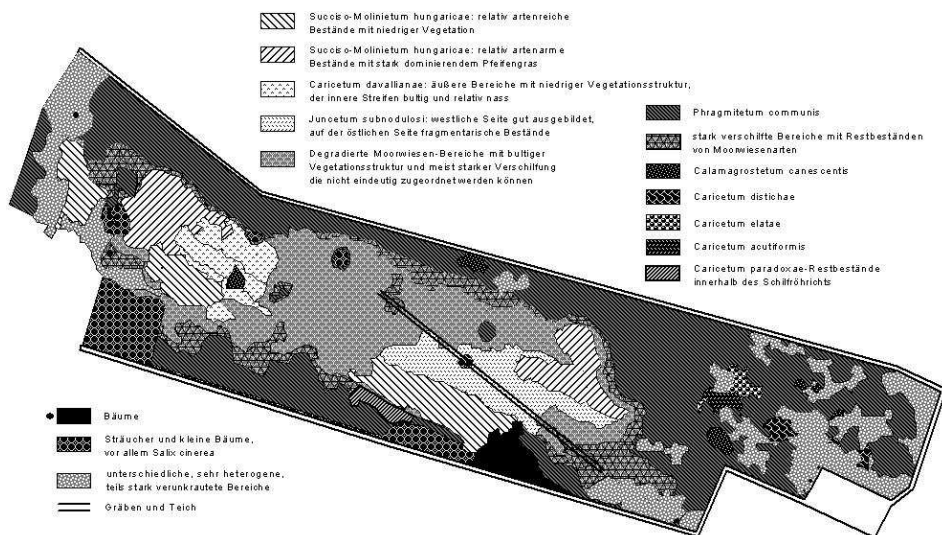


Abbildung 1. Vegetationskarte des Geländes  
1. ábra A vizsgált terület vegetációtérképe

Das Succiso-Molinietum hungaricae, die Pfeifengraswiese, die auch als austrocknende Moorwiese bezeichnet wird, bedeckt den größten Teil der Fläche. Drei relativ trockene, durch eine offene, niedrige Vegetationsstruktur gekennzeichnete Teilflächen dieser Gesellschaft erwiesen sich als die artenreichsten des gesamten Untersuchungsgebietes. Außerdem gibt es noch größere, weniger artenreiche Bestände der Gesellschaft in feuchteren Abschnitten des Geländes, in denen *Molinia caerulea* stark dominiert. Die Pfeifengraswiesen sind durch mehrere Charakterarten (vgl. BORHIDI 2003, KOVÁCS 1962) deutlich als solche zu erkennen: *Iris sibirica*, *Gentiana pneumonanthe*, *Dianthus superbus*, *Veratrum album* und *Euphorbia villosa*. Innerhalb der verschiedenen Bestände des Succiso-Molinietum hungaricae ist eine im Vergleich zu den anderen Moorwiesengesellschaften große floristische Variationsbreite erkennbar.

Die anderen Moorwiesengesellschaften des Gebietes sind kennzeichnend für feuchte, Kalk liebende Wiesenmoore; sie gehören zum *Caricion davallianae*. Während der Grundwasserspiegel an den Standorten der Pfeifengraswiese in den Sommermonaten auf 50–100 cm unter der Geländeoberfläche absinken kann, sind die von *Caricion*-Beständen besiedelten Böden normalerweise ganzjährig wasserdurchtränkt und trocknen nur ganz oberflächlich aus (KOVÁCS 1962). Als Charakterarten des Verbandes (WILMANN 1998) finden sich *Carex davalliana* und *Carex hostiana* in der Moorwiese von Galgahévíz.

Eine zusammenhängende Fläche ist dem *Caricetum davallianae* zuzuordnen, obwohl die Segge hier nur einen relativ geringen Deckungsgrad zwischen 1–4% erreicht. In diesem Bestand ist die Fertilität der Davall-Segge hoch. Weitere Charakterarten der Assoziation waren jedoch nicht vorhanden. Wegen der reichlich vorhandenen Arten des *Succiso-Molinietum hungaricae* kann nicht von einer typischen Ausbildung des *Caricetum davallianae* gesprochen werden.

Als weitere Gesellschaft des *Caricion davallianae* ist das *Juncetum subnodulosi* vertreten. Der Kernbereich dieser Gesellschaft liegt westlich des Mittelgrabens und weist eine offene, rasenartige Vegetationsstruktur auf. Hier siedelt viel *Juncus subnodulosus* und fleckenweise findet sich *Epipactis palustris*, eine weitere Charakterart des *Caricion davallianae*. Einige auf der Ostseite des Mittelgrabens gelegene Teilflächen sind floristisch ähnlich, weisen aber nur wenig *J. subnodulosus* auf und können somit als fragmentarische Bestände der Gesellschaft bezeichnet werden.

Der zentral gelegene Bereich der Untersuchungsfläche wird gekennzeichnet durch stark bultig wachsende *Molinia caerulea* und *Deschampsia caespitosa*, durch viele Weiden (*Salix cinerea*) sowie durch einen relativ hohen Verschilfungsgrad (>5% Deckung) und zeigt deutliche Anzeichen von Degradation.

Infolgedessen ist dieser heterogene Teilbereich pflanzensoziologisch schwer zuzuordnen, da Charakterarten verschiedener Assoziationen hier nur noch sporadisch anzutreffen sind. Diejenigen Teilflächen aber, die durch eine offene, niedrige Vegetationsstruktur und eine geringe Verschilfung gekennzeichnet sind, können zuverlässig einer bestimmten Assoziation zugeordnet werden: Charakterarten treten häufig auf und die typischen Arten besitzen eine relativ hohe Abundanz (und Fertilität). Hier wachsen auch die meisten geschützten Arten. In den Bereichen mit niedrigerer Vegetation weist das *Succiso-Molinietum hungaricae* zudem eine besonders hohe Artenzahl pro Fläche auf.

Die Teilflächen, die keine Moorwiesen-Gesellschaften beherbergen, werden größtenteils vom *Phragmitetum communis* eingenommen. Es ist häufig durch Stickstoffzeiger – *Calystegia sepium* z. B. tritt fast überall als massenhafter Begleiter auf – und invasive Neophyten gekennzeichnet. Der Übergang zwischen Moorwiesen-Gesellschaften und dem Schilfröhricht erfolgt meist allmählich, nur an wenigen Stellen ist der Übergang abrupt.

Ebenso nehmen einige Gesellschaften des *Magnocaricion elatae* kleinere Bereiche ein. Folgende sind geschützt (BORHIDI 1999): Das *Calamagrostietum canescentis* ist meist mit viel Schilf durchsetzt und bildet sowohl innerhalb des Moorwiesen-Bereichs als auch im Schilfröhricht einzelne größere Herden. *Carex disticha* erreicht an kleineren Stellen eine so hohe Dominanz, dass man von einem *Caricetum distichae* sprechen kann. An einer Stelle wächst ein *Caricetum elatae*, in dessen Nachbarschaft viele abgestorbene, durch Schilf überwachsene *C. elata*-Bulte zu finden sind. Eine Teilfläche wird von einem *Caricetum acutiformis* eingenommen. Diese Gesellschaft ist nicht geschützt, beherbergt aber zahlreiche Exemplare von *Lathyrus palustris*. Außerdem sind Reste des streng geschützten (BORHIDI 1999) *Caricetum paradoxae* in Form einiger großer Bulte zu finden, die in einem Bereich des Schilfröhrichts verteilt sind. Die namensgebende Art heißt heute *C. appropinquata*.

Im östlich gelegenen Teil des Untersuchungsgebietes befinden sich einige größere,

sehr heterogene und stellenweise stark verunkrautete Bestände; ein heterogenes Gemisch an dem meist aus Schilf beteiligt ist sowie *Elymus repens*, *Symphytum officinale*, *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima* und *Aster lanceolatus*. Hier befinden sich auch die meisten Vorkommen der genannten Gesellschaften des *Magnocaricion elatae*.

Am südlichen Rand des Gebietes werden größere Bereiche von *Urtica dioica* eingenommen.

### Biotoppflegeplan

Die Entstehung der Moorbiese von Galgahévíz ist auf eine lang andauernde Mahdnutzung des Niedermooses zurückzuführen. Jede nutzungsbedingte Vegetationseinheit benötigt für ihren Fortbestand genau die Form der Nutzung, die letztlich zu ihrer Entstehung führte. Unterbleibt die Nutzung der Flächen aus welchen Gründen auch immer, setzt die Sukzession hin zur potentiell natürlichen Vegetation ein. Diese Entwicklung ist in der Moorbiese von Galgahévíz schon jetzt erkennbar:

Von den geschützten Arten, die PINTÉR (2001) nachweisen konnte, sind fünf zur Zeit nicht auffindbar, nämlich *Listera ovata*, *Dactylorhiza incarnata*, *Orchis militaris*, *Eriophorum latifolium* und *Carex buekii*. Erstmals hingegen trat 2005 ein Exemplar von *Gymnadenia conopsea* auf. Diese Befunde könnten ein Hinweis auf den Rückgang einzelner Arten sein. Da PINTÉR (2001) für diese Arten jedoch eine eher geringe Individuenzahl angegeben hat, ist es möglich, dass die fehlenden übersehen wurden, obwohl die Fläche sorgfältig abgesucht wurde. Dennoch wird deutlich, dass die Moorbiese von Galgahévíz derzeit noch einen großen Reichtum an schutzwürdigen Pflanzenarten und Pflanzengesellschaften in qualitativer und quantitativer Hinsicht aufweist. Von besonderer naturschutzfachlicher und biogeographischer Bedeutung sind vor allem die großen Bestände von *Gentiana pneumonanthe*.

Anhand der Kartierungsergebnisse sind negative Effekte der Sukzession vor allem als Veränderungen in der Vegetationsstruktur erkennbar: Es gibt zwar noch (!) einige gut strukturierte, schilfarme und intakte Bereiche im Zentrum des Niedermooses, aber diesen stehen wesentlich ausgedehntere Bereiche gegenüber, die schon jetzt infolge ausbleibender Mahd von Schilf durchdrungen sind. Hier sind bereits Degradationserscheinungen (Verfilzung und Diversitätsverlust) erkennbar, und die Moorbiesen werden allmählich von den randlich wachsenden Schilfröhrichten vereinnahmt. Viele Stickstoffzeiger innerhalb der umgebenden Röhrichte, vor allem am südlichen Rand, weisen zudem auf eine Erhöhung des Nährstoffangebotes vermutlich aus allochthonen Stickstoffquellen im Bereich der benachbarten landwirtschaftlichen Nutzflächen hin.

Dort, wo wahrscheinlich die letzte Nutzung stattfand, wo also die Wiesen noch immer eine gute Struktur besitzen, ist nach wie vor erkennbar, dass eine regelmäßige Mahd die optimale Ausbildung der gefährdeten Lebensgemeinschaften der Moorbiesen mit ihren gefährdeten Arten fördert. Doch auch hier wird die natürliche Mineralisation als autochthone Stickstoffquelle die Struktur der Vegetation verändern, wenn die mineralisierten und während der Vegetationsperiode in den Pflanzen gebundenen Nährstoffe nicht durch Nutzung des Aufwuchses abgeführt werden, sondern als Folge der Nutzungsaufgabe letztlich am Wuchsort bleiben.

Die Wiederaufnahme der Mahd als Pflegemaßnahme ist notwendig, damit das weitere Vordringen des Schilfs verhindert werden kann. Denn die Mahd verbessert nicht nur die Struktur der Wiese; sie schädigt auch das Schilf. Zugleich erfolgt ein regelmäßiger Nährstoffentzug, der nährstoffarme Bedingungen im eigentlichen Moorziesenbereich sichert und zusätzlich die Konkurrenzkraft des Schilfs schwächt. Deshalb muss das Mähgut unbedingt von der Fläche abgeräumt werden, damit die Nährstoffe nicht in die Moorziese zurückgeführt werden können. Das Mähgut selbst kann für unterschiedliche Zwecke verwendet werden: Wegen seiner geringen Energiegehalte ist es z. B. als Pferdefutter geeignet, wenn der Anteil an Schilf nicht zu hoch ist. Bei zu hohem Schilfanteil sollte es gegebenenfalls einer energetischen Verwertung zugeführt werden.

Die Mahd erfolgt am besten mit einem Einachsmäher, der wegen seines geringen Gewichtes auch einen sehr nassen Boden kaum schädigt (KRASCHINSKI et al. 1999). Bewuchs und Struktur der Fläche erfordern eine Differenzierung der Pflegemaßnahmen. Die noch vorhandenen gut strukturierten, artenreichen, schilffreien oder schilffarmen Bereiche sind von den stark degradierten und verschilften Teilbereichen zu trennen und unterschiedlich zu pflegen (siehe Abb. 2):

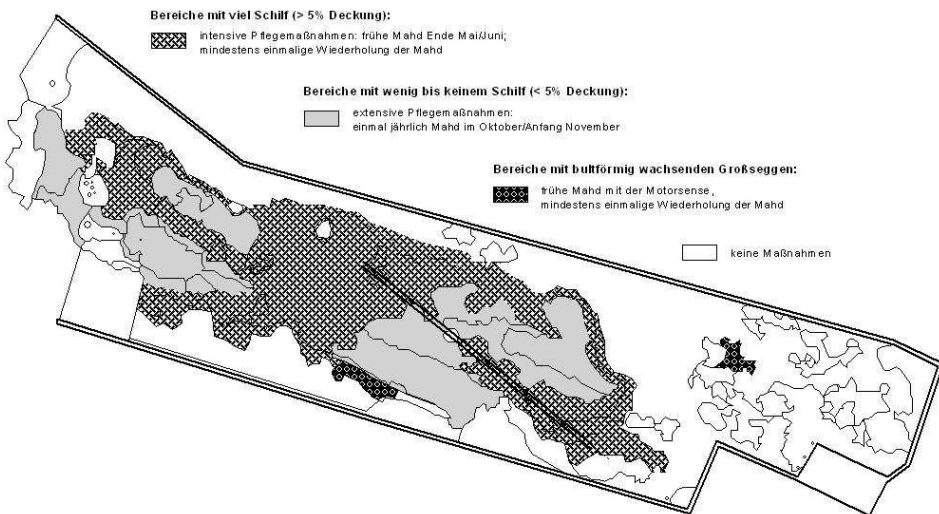


Abbildung 2. Vegetationskarte des Geländes mit unterschiedlich zu pflegenden Teilflächen  
 2. ábra A nád elterjedése a vizsgált területen

Die Bereiche, die bereits in einem wünschenswerten Zustand sind, können von Anfang an einer extensiven Dauerpflege unterzogen werden. Hier finden sich vor allem das *Succiso-Molinietum hungaricae*, das die meisten geschützten Arten beherbergt, sowie die gut strukturierten Kernbereiche des *Caricetum davallianae* und des *Juncetum subnodulosi*. Eine jährliche Mahd dieser Flächen im Zeitraum August bis Anfang September entspricht der traditionellen Bewirtschaftung dieser Bestände, wie sie über



Jahrhunderte hinweg von Landwirten durchgeführt wurde. Der Schnitt sollte so tief geführt werden, dass die Vegetation auf ca. 5–10 cm Höhe hinunter geschnitten wird.

Damit auf den Halmen lebende Tiere ausreichend Rückzugsmöglichkeiten erhalten und damit stets einige Pflanzen „spät blühender Arten“ reife Samen hervorbringen, bietet sich Inselmahd als Mähtechnik an. Gemähte und ungemähte Flächen müssen einander jährlich abwechseln, um Sukzession zu verhindern. Die im Wechsel gemähten Partien sollten zweckmäßiger Weise in den Randbereichen der intakten Flächen liegen.

Die schilfreichen Flächen erfordern eine intensive Erstpflge. Da diese weit vom Optimalzustand der Moorwiesen entfernt sind, muss hier zunächst ein radikaler Eingriff in Form einer frühen, tiefgehenden Mahd Ende Mai oder in der ersten Junihälfte erfolgen. Zu dieser Zeit befindet sich das Schilf in einer intensiven Wachstumsphase und mobilisiert in großer Menge Nährstoffe aus dem unterirdischen Rhizom und ist reich an Proteinen. Erfolgt jetzt ein Schnitt, so wird das Schilf stärker geschädigt als durch einen späteren Schnitt, und es erfolgt ein stärkerer Nährstoffentzug. Im selben Jahr sollten ein bis zwei weitere Schnitte folgen, da das Schilf rasch nachwächst. Das anfallende Mähgut ist jedes Mal vollständig von der Fläche zu räumen, damit die in den abgeschnittenen Pflanzen enthaltenen Nährstoffe aus der Fläche entfernt werden. Auf der Fläche verbleibendes Mähgut beschattet zudem die Bestände und führt letztlich zu schädlichem Etiolment.

Bei dieser Vorgehensweise schädigt man zwar auch einige der erwünschten Moorwiesenarten, die letztlich aber nur durch die Eindämmung des Schilfs erhalten werden können. Vorübergehend muss jedoch eine gewisse Schwächung der erwünschten Flora und Vegetation toleriert werden, um sie schließlich langfristig zu erhalten. Die intensiven Pflegemaßnahmen sind deshalb nur so lange beizubehalten, bis eine deutliche Verminderung von *Phragmites australis* erkennbar ist. Danach können die betreffenden Flächen einheitlich gemeinsam mit den bereits von Beginn an schilffarmen Bereichen in Form einer einmaligen späten Mahd bewirtschaftet werden. Die typischen Moorwiesenarten werden anschließend allmählich in die restituierten Flächen zurückwandern.

Die Wiederbesiedlung verarmter Flächen kann aber auch durch die Anwendung von Heusaat beschleunigt werden. Hierzu wird das Mähgut der intakten Flächen nicht entsorgt, sondern unmittelbar nach dem Schnitt auf den verarmten Flächen gleichmäßig in dünner, lockerer Auflage aufgebracht. Auf diese Weise werden die Populationen der erwünschten Moorwiesenarten rascher regeneriert.

Die Großseggenriede von *Carex appropinquata* und *Carex elata*, die ebenfalls durch eindringendes Schilf gefährdet sind, wegen ihrer großen Bulte aber nicht flächenhaft gemäht werden können, müssen mit einer Motorsense vom Schilf befreit werden. Auch hier sollte die Mahd früh erfolgen, um das Schilf wirkungsvoll zu schädigen. Je nach Wüchsigkeit des Schilfs sollte später im Jahr die Mahd wiederholt werden.

### Danksagung

Besonderer Dank gilt den Herren MÁRTON VONA und BALÁZS PINTÉR, die bereitwillig Fragen zu ihrer gegenwärtigen bzw. früheren Arbeit über das Untersuchungsgebiet beantwortet haben. Herrn Dr. KÁROLY PENKSZA danken wir für die Hilfe bei der Identifizierung einiger fraglicher Pflanzenarten. Herrn Prof. Dr. WOLFGANG SCHUMACHER, Bonn, danken wir für die Diskussion möglicher Pflegemaßnahmen und die Durchsicht des Manuskriptes.

Danken möchten wir vor allem aber dem DAAD (Deutscher Akademischer Austauschdienst), als dessen Stipendiatin die Autorin Daniela Boecker diese Untersuchungen in Ungarn durchführen durfte.

### Literatur

- BORHIDI A. 1999: Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól. 1.–2. kötet (Rotes Buch der Pflanzengesellschaften Ungarns. 1.–2. Band). TermészetBÚVAR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BORHIDI A. 2003: Magyarország növénytársulásai (Die Pflanzengesellschaften Ungarns). Akadémiai Kiadó, Budapest.
- CENTERI CS., VONA M., PENKSZA K., MALATINSZKY Á., BARCZI A. 2005: Soil, water and nature protection matters in Galgahévíz, Hungary, COST: 634. Lublin, September 15–17, 2005 pp. 8–9.
- HORTOBÁGYI T., SIMON T. ed. 2000: Növényföldrajz, társulástan és ökológia (Pflanzengeographie, Lehre von den Pflanzengesellschaften und Ökologie). Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- KRASCHINSKI, S., PROCHNOW, A., TÖLLE, R., HAHN, J. 1999: Verfahrenstechnische Arbeiten zur Befahrbarkeit von Niedermoorgrünland. Schriftenreihe des Landschafts-Fördervereins Nuthe-Nieplitz-Niederung e. V., Heft 3, pp. 35–54.
- PINTÉR B. 2001: A Galgahévíz és Hévízgyörk (Galgamente) közötti láprétek botanikai értékei (Die botanischen Werte der Moorrwiesen zwischen Galgahévíz und Hévízgyörk (am Galga-Lauf)). Diplomarbeit, Szent István-Universität, Landwirtschafts- und Umweltwissenschaftszweig, Gödöllő.
- PODANI J. 1980: SYN-TAX: Számítógépes programcsomag ökológiai, cönológiai és taxonómiai osztályozások végrehajtására (Computer-Programmpaket zur Ausführung ökologischer, zöologischer und taxonomischer Klassifizierungen). Abstr. Bot. 6, pp. 1–158.
- UNGARISCHER UMWELTSCHUTZMINISTER 2001: Rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről (Verordnung über die geschützten und streng geschützten Pflanzen- und Tierarten, über den Kreis der streng geschützten Höhlen, sowie über die Verlautbarung der in der Europäischen Gemeinschaft vom Standpunkt des Naturschutzes aus bedeutenden Pflanzen- und Tierarten). Erlass Nr. 13/2001. (V. 9.) KöM, Magyar Közlöny (Ungarisches Mitteilungsblatt) Nr. 53/2001.
- VONA M. 2005: A galgahévízi láprét komplex tájékológiai felmérése és a művelés hatásának értékelése (Die komplexe landschaftsökologische Untersuchung der Galgahévízer Moorrwiese und die Bewertung der Wirkung der Pflegemaßnahmen). Előadás Gödöllő Termékpálya, Élelmiszer- és Környezetbiztonság (Vorlesung Produktbahn Gödöllő, Nahrungsmittel- und Umweltsicherheit), Agrárium, S. 36.
- VONA M. 2006: Complex landscape ecological research on soil-plant relationships on a wetland near Galgahévíz (Central Hungary) Proceeding of the International Ph.D. Students' Conference Ceske Budejovice pp. 73–77
- VONA M., FALUSI E. 2005: Examination of the soil-plant relations on the Galgahévíz peaty meadow, effects of nature conservation measures on the vegetation TRANSPORT OF WATER, CHEMICALS and ENERGY in the SOIL? PLANT–ATMOSPHERE SYSTEM pp. 580–588.
- VONA M., PINTÉR B., BOECKER D., HELFRICH T., MALATINSZKY Á., MÖSELER B. M., POTTYONDY Á., BARCZI A., TURCSÁNYI G., PENKSZA K. 2005a: A Galgamente láprétjeinek (Galgahévíz és Hévízgyörk) természetvédelmi kezelési problematikája és eddigi eredményei. Előadás IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium – Budapest, pp. 383–387.
- VONA M., CENTERI CS., PENKSZA K., MALATINSZKY Á., HELFRICH T. 2005b: A talajtani és eróziós viszonyok jellemzése Galgamente láprét környezetében. Erdei Ferenc III. Tudományos Konferencia, Kecskemét, pp. 1087–1091.
- VONA M., PINTÉR B., CENTERI CS., MALATINSZKY Á., POTTYONDY Á., BARCZI A., PENKSZA K. 2005c: A Galgamente láprétjeinek (Galgahévíz és Hévízgyörk) természetvédelmi kezelési problematikája és eddigi eredményei. IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványkötete. pp. 383–387.
- WILMANN, O. 1998: Ökologische Pflanzensoziologie. 6. Auflage. Quelle & Meyer, Wiesbaden.



## A GALGAHÉVÍZI LÁPRÉT FLÓRÁJÁNAK ÉS VEGETÁCIÓJÁNAK KUTATÁSA ÉLŐHELYKEZELÉSI TERV KÉSZÍTÉSE CÉLJÁBÓL

<sup>1</sup>DANIELA BOECKER, <sup>2</sup>GÁBOR TURCSÁNYI, <sup>1</sup>BODO MARIA MÖSELER

<sup>1</sup>Haszonnövény-tudományi és természetierőforrás-megőrzési Intézet,  
Kultúrtáj-ökológiai Részleg, Geobotanikai és Természetvédelmi Csoport  
Rajnai Friedrich-Wilhelms Egyetem, Bonn,

Biozentrum, Karlrobert-Kreiten-Str. 13, D 53115 Bonn, e-mail: moeseler@uni-bonn.de

<sup>2</sup>Szent István Egyetem, Környezet és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi Tanszék  
H 2103 Gödöllő, Péter Károly 1, e-mail: Turcsanyi.Gabor@kti.szie.hu

**Kulcsszavak:** láprét, vegetációvizsgálat, kezelési ajánlások, kaszálás

A kezelés nélkül maradt láprétek hatékony restaurációs koncepciójának kialakítása érdekében 2005 vegetációs periódusában a Budapesttől ÉK-re eső Galga-völgy Galgahévíz melletti védett láprétjén mélyreható vizsgálatokat végeztünk. Ennek a rendszerváltás óta kezeletlen területnek a példáján kívántuk bemutatni, hogy a terület részletes florisztikai állományfelvételezésével és vegetációjának térképezésével hatékony és tartós élőhelykezelési terv alakítható ki.

A különböző növénytársulások lehatárolását és a természetvédelmi szempontból fontos fajok lokalizálását a florisztikai és vegetációtérképezés során GPS-adatok segítségével végeztük el.

A láprétet nádasok, magassásosok és különböző lápréttársulások alkotják. Kiterjedése kb. 5,7 ha. Az előforduló társulások mészkedvelők: *Succiso-Molinietum hungaricae*, *Caricetum davallianae* és *Juncetum subnodulosi*. A felszínnek csak egy része jól strukturált és gazdag karakterfajokban; nagy felületen mutatkoznak degradációs jelenségek, a leggyakrabban erős nádasodás formájában. A nádasokban helyenként nitrogénjelző növények terjednek. Összesen 12 védett növényfajt találtunk, melyek részben jelentős populációs létszámmal vannak jelen.

A kezelési eljárások során két felszíntípust kell megkülönböztetnünk. Azokat a részleteket, amelyeken a nád hiányzik vagy kis egyszámban van jelen, kezdetől fogva a hagyományos késő nyári, egyszeri kaszálással lehet hasznosítani. Azokon a részterületeken azonban, amelyeken a nád dominál, legalább pár éven keresztül a vegetációs periódus elején, és azután többször egész éven át kaszálni kell a nád hatékony visszaszorítása érdekében. Ezzel a módszerrel lehet a nád konkurenciáképességét gyengíteni, a szélekről való további behatolását megakadályozni és a tulajdonképpeni láprét struktúráját javítani. A nádas egyértelmű visszaszorítását követően ezeken a részeken is át lehet térni a hagyományos, egy alkalommal kaszálásra.

### Abstract

In order to design restoration strategies of abandoned fens, in the 2005 vegetation period a wet meadow of the Galga valley near Galgahévíz NE Budapest was investigated in detail.

It shall be shown on the example of this fen unmanaged since the change of the system in 1989, how to develop an effective biotope management based on floristic inventory and vegetation mapping. The localisation of endangered species and the vegetation mapping were performed with GPS.

The fen in all is composed by reed, large sized sedges (*Magnocaricetalia*) and different fen associations. The wet meadow covers about 5.7 ha; it is dominated by calcicolous plant associations: *Succiso-Molinietum hungaricae*, *Caricetum davallianae* and *Juncetum subnodulosi*. Only a limited area is well structured and rich in rare and endangered species. Extensive areas, however, are characterized by effects of degradation, predominantly caused by expanding reed. Among the reed nitrophys occur locally. Altogether 12 protected plant species were detected, some with considerable population sizes.

For the realisation of maintenance two different vegetation types have to be differed: areas without or with only sparse reed should be mowed once a year in a traditional manner in late summer. Those extensive areas, however, which are predominantly covered by reed, should be managed in a different way: they should be mowed twice or three times a year, the first time early in May, to repel invaded reed efficiently. In this manner the competitive ability of reed will be weakened, its further invasion from the margins will be stopped and the vegetation structure will be upgraded. When the population of reed is repressed sufficiently, these areas should also be managed in the traditional manner: once a year in late summer.

## TÖRTÉNETI VEGETÁCIÓREKONSTRUKCIÓK TÉRKÉPEK BOTANIKAI TARTALMÁNAK FOLTONKÉNTI GAZDAGÍTÁSÁVAL

BIRÓ MARIANNA

2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4., e-mail: mariann@botanika.hu

**Kulcsszavak:** vegetációtérkép, tájmintázat változások, tájtörténeti térkép, rekonstruált vegetációtérkép

**Összefoglalás:**A tájmintázat változások vizsgálatában a történeti térképek alkalmazása napjainkra széles körben elterjedt. Ezek a térképek azonban a növényzet múltbeli típusainak rekonstruálására csak a felszínborítási és tájhasználati kategóriák további értelmezésével használhatók. A cikkben megvizsgáltuk a múltbeli élőhely-térképek rekonstrukciójának lehetőségeit, valamint bemutatunk egy olyan botanikai szempontú térképértelmezési módszert, amellyel a történeti térképeknek – tematikusan és térbelileg is – az eddigieknél jóval nagyobb felbontása érhető el. A módszer a történeti térképek más térképekkel, írásos, távérzékelt vagy szóbeli adatokkal való összehasonlításán, és azokkal való pontosításán, tartalmi bővítésén alapszik.

### Bevezetés

Napjainkban egyre fontosabbá válik a fennmaradt természetközeli vegetáció tudatos védelme, megőrzése, mely csak a természetes folyamatok ismeretében és fenntartásával lehet hatékony (PICKETT et al. 1992, MOLNÁR 1997, MARGÓCZI 2001). A múlt ismerete az egyik alapja a jelenbeli folyamatok felismerésének, megértésének és így jövőbeli irányuk prediktálásának (PICKETT 1991, SHEAIL 1983, WHITNEY 1994). Juhász Nagy Pál 1979-ben a következő sorokkal jellemzi kora múltat negligáló kutatótársadalmát: „A Modern Biológus nem szereti a múltat; nem is igen ismeri, hiszen már a tegnap irodalmát elavultnak, használhatatlannak ítéli. A Modern Biológus egy-egy speciális részletkérdéshez tapadva, nemcsak kényszerből idegenedik el a természet szépségétől és sokoldalúságától; gyakran nem is volt már miről lemondania.”

A múlt vizsgálata, a táj és növényzetének közelmúltbeli és hosszú távú átalakulása azóta – talán éppen a vegetáció gyors pusztulásának és degradálódásának következtében – egyre inkább az érdeklődés középpontjába került. A múltbeli vegetációmintázat és tájszerkezet ismerete segít megkülönböztetni a vegetáció megőrzendő, ősi vagy egyedi részleteit, az éppen regenerálódó területeket, felismerni a múltban gyakori, mára megfogyatkozott vegetációtípusokat vagy a közelmúltban elterjedteket (RACKHAM 2000). Mindezekhez a térképi feldolgozások nagy hasznunkra vannak. Bár az elmúlt 250 év vizsgálatához a történeti térképek (katonai, birtokkataszteri, erdészeti térképek, a vízrendezésekkel, határrendezésekkel stb. kapcsolatos felmérések) megfelelő kiindulási alapot biztosítanak, felbontásuk, kategóriarendszerük azonban a vegetációkutatáshoz gyakran nem elégséges (RAKONCZAI 1988, NOVÁK 2005), azaz egyre többször merül fel a térképek felszínborítási vagy tájhasználati kategóriáinak vegetációs tartalommal való „meg-töltésének” igénye (BIRÓ és MOLNÁR 1998, BIRÓ és TÓTH 1998, BIRÓ 2000, NAGY 2003, NAGY és PENKSZA 2006, NAGY et al. 2005, DEÁK 2004, BIRÓ és MTSAI 2006). Fő motívációnk e kérdéskör elsősorban módszertani jellegű megvizsgálása volt.

Célunk egy olyan módszer kidolgozása volt, mellyel botanikai szempontból a történeti térképeknek – tematikusan és térbelileg is – az eddigieknél jóval nagyobb felbontása érhető el. További célunk annak megvizsgálása, milyen mértékben hozhatók létre a jelenlegi vegetáció vagy élőhelytérképekhez hasonló felbontású térképek az elmúlt 250 év vegetációjáról, vagyis elkészíthetők-e a táj múltbeli növényzetének élőhelyszintű rekonstrukciói is.

A növényközösségek dinamikájának megértéséhez, múltbeli állapotainak és folyamatainak jobb megismeréséhez, a természetközeli lokalitások védelméhez a táji kontextusok és történetiségük ismerete kiemelt fontosságú. Ehhez térkép- és légifotósorozatok, írásos és szóbeli adatok alapján egy táj vegetációjának térbeli mintázat-transzformációi részben rekonstruálhatók (MOLNÁR 1997, MOLNÁR et al. 1998b, 1999). Ennek alapja a táj egyes, kiemelten fontos korszakainak minél alaposabb megismerése, a korabeli növényzetet is feltáró rekonstrukciója. Az aktuális természetvédelmi kezelési gyakorlattal kapcsolatos problémák megoldása a vegetációs átmenetek, mintázatok és mechanizmusok, valamint a táji- és történeti kontextusok operatív és kvantitatív megközelítését kívánják (BARTHA 2003). Ennek egyik, egyre többször használt eszköze a múltbeli növényzet tájléptékű, térképi rekonstrukciója. „Ahogyan lehetetlen valakinek a viselkedését egyetlen fénykép alapján jellemezni, ugyanúgy lehetetlen szakvéleményt mondani a kezelésekre adott válaszokról a vegetáció időbeli változásainak és válaszreakcióinak ismerete nélkül” (BARTHA 2003).

A történeti térképek a 20. század első felétől széles körben használatosak a természetföldrajzi, vízrajzi, talajtani változások vizsgálatára (HERKE 1934a, 1934b, HAJNAL és KEVEYNÉ BÁRÁNY 1987, RAKONCZAY 1988, VAJK 2004, OROSZI és KISS 2004). A társadalomföldrajzi, történeti földrajzi, illetve tájértékelési szempontú elemzések többnyire a felszínborítás vagy a tájhasználat típusainak hosszú távú változásait követik nyomon (ELEK 1937, ERDŐSI 1976, 1978, FRISNYÁK 1990, BARCZI et al. 1996, PENKSZA et al. 2003, KONKOLYNÉ GYÚRÓ 1990, 1994, 1998, ILLYÉS 1997, GÁBRIS és MICZEK 1999, BELUSZKY 2001). A tájmintázat-változás térképi vizsgálatát igen gyakran természetvédelmi vagy tájrehabilitációs szempontok teszik szükségessé (pl. CSORBA 1996, SIPOSS és KISS 2002, SZABÓ et al. 2004, TÓTH 2004, LUKÁCS et al. 2004, TÜRKE et al. 2006, NAGY 2006, NAGY és PENKSZA 2006). Az erdtörténeti kutatások a múltbeli erdőállományok kiterjedésének, fafajösszetételének és állományszerkezetének rekonstruálása céljából már a 20. század elejétől használják a történeti térképek (és más korabeli források) adatait, de térképi rekonstrukciókra ezekben a munkákban még nem került sor (RAPAICS 1918, HARGITAI 1940, KISS 1944, FIRBÁS 1963a, FIRBÁS 1975, SZMORAD 1997, KIRÁLY 2001, TÍMÁR 2002, TÍMÁR és ÓDOR 2002, BÖLÖNI 2005).

Történeti térkép első, tisztán vegetációs szempontú feldolgozását Zólyomi Bálint végezte, aki 1934-ben a Bátorligeti ősláp egy korábbi állapotát, egy 1909-es kataszteri térkép segítségével rekonstruálta (ZÓLYOMI in SOÓ 1935; ugyanekkor elkészítette az 1934-es állapot vegetációtérképét is, ennek ismételése: STANDOVÁR et al. 1991, TINYA és TÓTH 2005). Az 1960-es évek elején, FEKETE (1965) a Gödöllői-dombvidék 18. századi erdőterületeinek tájléptékű térképi feldolgozását végezte el az országos katonai felmérések felhasználásával, akit JAKUCS (1982), a Cserehát és MOLNÁR (1998) a Nagykőrösi tölgyesek múltbeli erdőterképeinek megrajzolásával követett. Mayer Antal a katonai felméréseken kívül kéziratos térképeket is feldolgozott a fenyőfői erdefenyves őshonosságának vizsgálatában (MAJER 1988). Hasonlóan alkalmazott BAGI (1998a) a *Botrychium*

*virginianum* kunfehértói és KEVEY (1995) a bükk alföldi előfordulásának vizsgálatához történeti katonai felméréseket.

A múltbeli és a mai táj botanikai szempontokat is figyelembevevő összehasonlítása, valamint az adatok kvantitatív elemzése az utóbbi évtizedben kezdődött el (MOLNÁR és BIRÓ 1995a, 1995b, 1996, 1997, DÉNES 1996, SZÖVÉNYI 1997, KOVÁCS J. 1998, MOLNÁR 1998a, BOROS és BIRÓ 1999, ORTMANN-NÉ AJKAI 1999, RUPRECHT 1999, BIRÓ in MOLNÁR és BIRÓ 2001, MARGÓCZI 2001, SZABÓ és RUPRECHT 2004, TÜRKE et al. 2006, TINYA és TÓTH 2006, BIRÓ et al. 2006). Az élőhelymintázatok térképi rekonstruálása során a térképek egyes részei botanikai tartalommal is gazdagodnak (BIRÓ 1998, BIRÓ és TÓTH 1998, BIRÓ in MOLNÁR et al. 1998a, 2000, BIRÓ 1999, NAGY 2003, BIRÓ 2003, BARCZI et al. 2004, DEÁK 2004, BIRÓ et al. 2006).

A botanikai és erdészeti feldolgozásokhoz szükséges történeti források (térképek, írott dokumentumok, szóbeli közlések) értelmezési, értékelési lehetőségeit VIDÉKI (1993), MOLNÁR (1997), BIRÓ és MOLNÁR (1998), MOLNÁR et al. (1999) NAGY (2003), illetve FIRBÁS (1963b), MAGYAR (1975), KIRÁLY (1999), OROSZI és BÖLÖNI (2002), és SZABÓ (2003) vizsgálta (külföldön pl. REED 1984, WHITNEY 1994, RACKHAM 2000). Az elmúlt két évtized bővülő lehetőségei (fénymásolótechnika, térképek és távérzékelt anyagok hozzáférése, térinformatikai programok stb.) egyre nagyobb területek térképi feldolgozását teszik lehetővé (pl. BERGLUND 1991, BIRÓ 1998, NAGY 2003, LUKÁCS et al. 2004, TINYA, TÓTH 2006). Az adatgyűjtés, feldolgozás és értékelés egységes módszertana azonban nem dolgozható ki, mivel a múltbeli növényzet vizsgálata, vizsgálhatósága kifejezetten lokalitásfüggő (WHITNEY 1994, RACKHAM 1994, MOLNÁR et al. 1999, KIRÁLY 2001). Az értékelés konkrét lépéseit a vegetáció, a környezeti viszonyok, az antropogén tájátalakítás és a vizsgált helyszínről hozzáférhető adatforrások alapvetően meghatározzák (vö. MOLNÁR 1997, KIRÁLY 1999).

## **Eredmények és megvitatásuk (a kidolgozott módszer)**

### **Az élőhelytérkép rekonstrukció lépései**

Az élőhelytérkép rekonstrukció lépéseit az alábbiakban foglalhatjuk össze:

1. Terepi adatgyűjtés (az aktuális vegetáció térképezése, az abiotikus környezetet is vizsgáló alapos terepbejárások, tájismeret megszerzése).
2. További adatok összegyűjtése a múltból és a jelenről (írásos, térképi, szóbeli, képi, távérzékelt), az adatok minőségellenőrzése.
3. A táj történetének és vegetációdinamikai folyamatainak megismerése, felvázolása.
4. A feldolgozandó időszak történeti térképének előkészítése, első értelmezése.
5. A történeti térkép botanikai tartalmának növelése, második értelmezése:
  - 5.1. Provizórikus jelkulcs készítése (a feltételezhető korábbi vegetációtípusok felsorolása, a történeti térkép továbbértelmezése).
  - 5.2. A térképek foltonkénti pontosítása a botanikai tartalom bővítése céljából.
6. Jelkulcs véglegesítése, ellenőrzés, bizonytalan döntések feltüntetése a térképen, a térkép megjelenítése.

## Terepi adatgyűjtés

Egy táj múltbeli növényzetének rekonstruálásához elengedhetetlen aktuális vegetációjának biztos ismerete (RACKHAM 1994, MOLNÁR 1997). A terepi adatgyűjtést – a flóra és a vegetáció megismerésén kívül – célszerű kiterjeszteni a feldolgozás szempontjából még fontos további adatok, jellegzetességek gyűjtésére is (pl. talajtípusok, felszínmorfológia). A növényzet múltbeli és a jelenlegi mintázatainak összehasonlítása céljából pedig az aktuális állapot térképezése is szükséges.

Egy korábbi állapotra visszatekintő (retrospektív) növényzeti térkép készülhet önállóan (aktuális vegetációtérkép nélkül), a növényzet aktuális térképezésével párhuzamosan vagy azt követően (egy már kész aktuális vegetációtérképhez hozzárendelve). Az összehasonlítás céljából kiválasztott aktuális növényzeti térkép lehet egy táj- vagy nagyobb régió élőhelytérképe, CÉT élőhelytérkép (MOLNÁR et al. 2001), MÉTA növényzetitérkép (MOLNÁR et al. 2006), egy 5x5 km-es monitorozókvadrát Á-NÉR térképe (KUN és MOLNÁR 1999) vagy egy fitocönológiai térkép is.

A múltból szerezhető indirekt információk miatt különösen fontos a feldolgozás léptékének helyes megválasztása. A feldolgozott terület mérete általában az aktuális térkép méretéből adódik; a rekonstrukció céljára kiválasztott terület viszont ne legyen annál nagyobb, mint amekkora területről biztos aktuális ismerettel rendelkezünk, jól átlátunk, és amekkorát akár foltonként értelmezni tudunk. Mivel a műltfeltáráshoz a vegetációmozaikok táji szinten való vizsgálata ideális (BARTHA 2003), mindenképpen szembe kell néznünk az inhomogenitás foltmérettel való növekedésének problémájával (vö. az aktuális térképezéseknél: BAGI 1998b, MOLNÁR et al. 1998b, 1999, bővebben lásd később).

A feldolgozott terület táji környezetének megismerése is része a terepi (és az egyéb) adatok gyűjtésének. Táji kitekintés nélkül a lokális és a táji mintázatok és folyamatok felismerése nehéz; kérdéses marad, hogy a feldolgozott táj és folyamatai egyedi vagy általános jelenséget reprezentálnak (vö. WHITNEY 1994, MOLNÁR és BIRÓ 1997). Egy adott tájban több lokális léptékű, speciális – tájhasználatból, birtokviszonyokból adódó – történet is lehet, mely a regionális jelenségtől eltér. Az egyes tájak mai képének különbségei – a környezeti különbségek mellett – főként erre vezethetők vissza (MOLNÁR és BIRÓ 1997).

## További adatok gyűjtése a múltból és a jelenről, az adatok minőségellenőrzése

A jelenlegi vegetáció állapotának megértéséhez a növényzet belső kényszereinek, korábbi állapotainak, a vele kapcsolatos fontosabb eseményeknek, valamint a rá ható külső, korlátozó kényszereknek (talajvíz, alapkőzet, propagulumforrás távolsága, klíma stb.) egyidejű megismerése szükséges (vö. PICKETT 1991). A múltbeli vegetációmintázatok rekonstruálásához a növényzet adatai mellett gyűjtendő a abiotikus környezet, illetve tájhasználat múltja és jelenre, illetve közelmúltja vonatkozó adatai is (BAGI 1994, MOLNÁR 1997, KIRÁLY 1999). A térképi rekonstrukciókhoz leginkább felhasználható környezeti adatok az Alföldön: talaj, földtani felépítés, hidrodinamikai viszonyok, geomorfológia. Középhegységben és dombvidéken ezen kívül: lejtőszög, kitettség, tengerszintfeletti magasság<sup>1</sup>. Az adatok származhatnak térképekből, távérzékelt anyagokból, írott forrásokból vagy szóbeli közlésekből (VIDÉKI 1993, MOLNÁR 1997, KIRÁLY 1999, MOLNÁR et al. 1999).

<sup>1</sup> felhasználásunkat múltbeli erdőállományok adatainak lokalizálására lásd BÖLÖNI 2005

A fellelhető adatok mennyisége és minősége, használhatósága nagyon változó. Whitney és Rackham hangsúlyozzák a megfelelően nagy számú adatforrás megvizsgálását, és nagy mennyiségű információ összegyűjtését, mivel minden adatforrás más-más oldalról mutatja meg a tájat (WHITNEY 1994, RACKHAM 2000). Általában az adatok értelmezésénél derül ki, hogy az összegyűjtött adatok egy része a növényzet szempontjából valójában nem is releváns (tájtörténeti feldolgozásból való kihagyásuk nem könnyű, de szükséges feladat). A feldolgozást nehezítik a nem elsődleges adatforrásból származó adatok vagy az olyan feldolgozások, melyekben az adatokat eredetiben nem közlik (RACKHAM 1994, 2000). Ezek veszélye az, hogy az eredeti adatokból levont megállapítások helyessége nem ellenőrizhető le. Az esetlegesen téves megállapítások vagy következtetések (áltények) felhasználása során a hiba tovább halmozódhat, ezért különösen fontos az eredeti adatok gyűjtése, a minél régebbi, minél kevésbé feldolgozott (átírt, átrajzolt, újragondolt) források használata.

Az adatok sokfélesége miatt feltétlenül szükséges a források használhatóságának előzetes megvizsgálása, a forráskritika (MAGYAR 1975, RAKONCZAI 1988, RACKHAM 1994, 2000, MOLNÁR 1997, KIRÁLY 1999). A forráskritika leginkább a források adatlekepezési módszerének ismeretén alapul (térképezés-technikai lehetőségek a 18. században, alapos vagy kevésbé alapos térképezések és térképezők, aszályos évek; illetve a másodlagos adatok, faktoidok felismerése). A forráskritikát segíti aktuális terepismere-tünk, a múltbeli adatokból származó tudásunk, az adatfeldolgozásban való jártasságunk.

## A táj történetének és vegetációdinamikai folyamatainak megismerése és felvázolása

A táj történetének megismerése segít annak eldöntésében, hogy milyen történeti mozzanatok rekonstruálását kell az adott tájban megcéloznunk, mely időszak(ok) térképi feldolgozásával tudjuk a növényzet mai állapotához elvezető folyamatot kellőképpen reprezentálni (részletesen: MOLNÁR 1997). Vegetációrekonstrukció a táj általános történetének ismerete nélkül nem kezdhető el (vö. RACKHAM 2000).

A táj történetének vizsgálatával párhuzamosan a vegetációátalakulások irányainak és mechanizmusainak vizsgálata is fontos, mely csak a környezeti paraméterek és a tájhasználat változásának függvényében tehető meg (SHEAIL 1983, MOLNÁR 1997). A múltbeli vegetáció megállapítása egyes lokalitásokban a jelenből vagy a közelmúltból való visszakövetkeztetéseket igényel. Ehhez nélkülözhetetlen a vegetációdinamikai folyamatok környezeti paramétereiktől függő irányainak ismerete. Pl. a Tiszai-Alföldön a rendszeresen vízjárta ártéri rétek a folyószabályozások hatására száraz, cickóros füves pusztákká alakulhattak (MOLNÁR és BORHIDI 2003); a Duna-Tisza közti nyílt homoki gyepek 2–300 év alatt jelentős mértékben záródtak, viszont nem alakulhattak át pl. zárt homoki sztyepprétekké, lásd FEKETE 1992, BÍRÓ és MOLNÁR 1998). Hegy- és dombvidékeinken a különböző erdőélési vagy erdőgazdálkodási tevékenységek (erdei legeltetés, makkoltatás, alacsony fordulás sarjztatás, tűzifa- és cserkéreg termelés) nagyban befolyásolják az erdő fafajösszetételét. Az erdőhasználat megváltozásával vagy felhagyásával a fafajok – sokszor mesterségesen fenntartott – dominanciaviszonyai néhány évtized alatt átalakulhatnak. Az erődinamika lehetséges, részben spontán, részben antropogén folyamatainak ismerete (betöltődés, elegyfajok arányainak megnövekedése, elgyertyánosodás, stb.) az erdőállományok retrospektív úton való rekonstrukciónál elengedhetetlen (pl. BÍRÓ 2003, BÖLÖNI 2005).



## A feldolgozandó időszak történeti térképeinek előkészítése és első értelmezése

A térképek előkészítése az analóg feldolgozás (kézi rajzolás) esetén egy kiválasztott (vagy más térképekkel közös) méretarányra való hozás, melyet a térképlapok széleinek összeillesztése követ; digitális feldolgozás esetén pedig a szkennelés, a georeferálás, a térképlapok széleinek digitális összeillesztése és végül az ellenőrzési lépések (bővebben: NAGY 2003). Az I. Katonai Felmérés geodéziai pontatlansága a georeferálásnál és a későbbi feldolgozásnál is nehézségeket okozhat. Ezért célravezető lehet a digitális georeferálás előtti analóg, átvilágítóasztalnál végzett illesztés. Ennek során a látható növényzeti határokat és a táj egyes elemeit későbbi, pontosabb térképekhez vagy távérzékelt anyagok segítségével korrigáljuk (pl. MOLNÁR et al. 1996, BIRÓ és SZÉLL 1999, MOLNÁR és BIRÓ 2001).

A történeti térképek a 19. század elejétől alapvetően a felszínborítás/tájhasználat típusait dokumentálják. Új kategóriákkal bővülve, de lényegében ugyanezeket használják a mai topográfiai térképezések is<sup>2</sup>. A térképek kategóriáinak azonosítása – többek között a térképek kora, kopottsága, a grafikai jelek egyedisége miatt – olykor nehézségekbe ütközik. Gyakori a folthatárok bizonytalansága, és a korai térképeknél számos térképészeti pontatlansággal is találkozunk (főként a kezdetleges technika miatt; tájolás, méretarány hiánya, aránytalanságok) (vö. BORBÉLY és NAGY 1932, CSENDES 1980, JANKÓ 1990, LERNER 1992, KLINGHAMMER 1997, BIRÓ 1998, NAGY 2003). Ezek miatt a történeti térképek foltjainak lehatárolása és tipizálása nem végezhető mechanikusan, hanem többször ismételt összehasonlító és döntési lépéseket igényel, egyfajta értelmezési folyamatnak fogható fel (első értelmezés).

A történeti térkép azonban önmagukban nem alkalmasak a vegetáció korábbi mintázatainak becslésére és kvantitatívan is csak a jelenlegi felszínborítási vagy topográfiai térképekkel vethetők össze<sup>3</sup> (vö. NOVÁK 2005). A feldolgozott történeti térképek sorozatai a tájmintázat változásait jelenítik meg, így a konkrét növényzettípusok rekonstruálása nélkül is szerkeszthetők belőlük ún. ősiségtérképek, „ősinek tekinthető” gyepek vagy erdőterületek utóbbi évszázadokat áttekintő térképei (KONKOLYNÉ GYÚRÓ 1990, ILLYÉS 1997, MOLNÁR és BIRÓ 1997, MOLNÁR 1997, KIRÁLY 2001). A történeti tájhasználati kategóriák beépíthetők a mai vegetációtérképbe is, ami által egyfajta dinamikus, a táj változását is figyelembevevő jelkulcs hozható létre: pl. „egykori legelő, ma cserjeerdő és sztyepprért mozaikosan” vagy „felhagyott mandulás” (DÉNES 1996), illetve „jelenleg száraz puszta, a 18. században mocsár vagy vízfolyás” (MOLNÁR és BIRÓ 1995a, MOLNÁR és BIRÓ 2001, BIRÓ 2003).

## A botanikai tartalom bővítése

A múltbeli vegetációmintázatok rekonstruálása során szükség van a tájhasználati és felszínborítási kategóriák (pl. rét, legelő, erdő) botanikai tartalommal való „megtöltésére”, vagyis a történeti térképek kategóriáinak átértelmezésére (második értelmezés).

<sup>2</sup> Ezért összehasonlításukkor közös jelkulcsuk általában nehézség nélkül előállítható (kivételt képeznek az I. Katonai Felmérés és a kéziratoss térképek néhány speciális tematikájú típusa, pl. határperes térképek, egyes folyószabályozási térképek stb.).

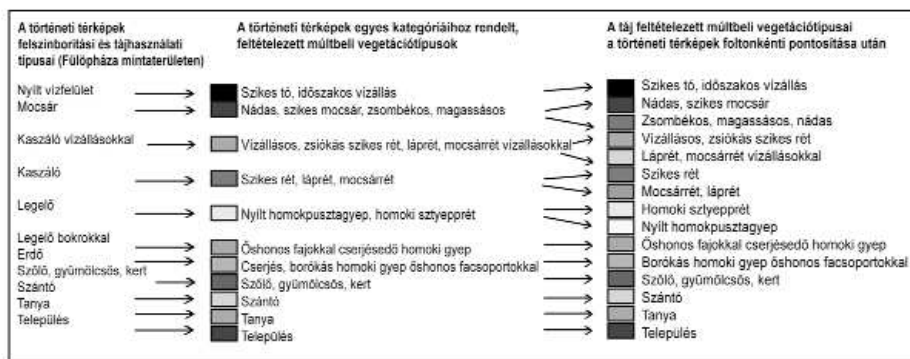
<sup>3</sup> illetve az aktuális élőhelytérkép felszínborítási vagy tájhasználati térképpé „butított” változatával (pl. erdő, fátlan gyepek, gyepek fák, cserjések, vízgyűjtő gyepek, mocsár, illetve fáslegelő, fáskaszáló).



Ennek legegyszerűbb módja a jelkulcs botanikai tudásunkra alapozott átalakítása a múltban lehetséges élőhelytípusok felsorolásával (pl. az „erdő” kategória helyett: „puha- és keményfás ligeterdők, tölgyes mocsárerdők”). Gyakori probléma azonban a múlt adott tájhasználatú területéhez rendelhető vegetációtípusok túl nagy száma, pl. a Duna-Tisza közén egy néhány hektáros fátlan legelőn többek között előfordulhat nyílt homoki gyepp, szikes rét, üde mézpázsitos szikfoknövényzet, kékperjés láprét vagy mocsárrét, de még akár homoki sztyeppré vagy vakszik is. A felszínborítási kategóriákhoz rendelt növényzeti típusok számának csökkentése a topológiai egységek (foltok) tartalmának pontosításával célszerű. Eszerint a botanikai tartalom bővítésének lépései:

1. A feltételezhető múltbeli vegetációtípusok felsorolása,
2. A vegetációtípusok számának csökkentése foltonkénti vizsgálattal.

A két lépés sorrendje kötött, megvalósításuk az értelmezés kívánt szintjétől függ. Alapvető különbség a két értelmezési szint között, hogy míg az első lépésben a történeti térkép és a rekonstruált vegetációtérkép kategóriáinak száma megegyezik, a második lépéstől a térképi kategóriák továbbosztásával az elkülönített folttípusok száma megnövekedik (1. ábra). Az első lépés az egész térképre vonatkozóan, egy-egy történeti kategóriára nézve egységes átalakítást jelent, a második azonban már egy-egy folt szintjén történő tartalmi finomítás.



1. ábra A történeti térképek jelkulcsának változásai a botanikai tartalom bővítése során (BÍRÓ et al. 2006).

Figure 1. Changes in signal codes of historical maps during extending botanical content (BÍRÓ et al. 2006)

## A múltban feltételezhető vegetációtípusok felsorolása

A múltban feltételezhető vegetációtípusok felsorolása és hozzárendelése a történeti térkép egyes jelkulcsi kategóriáihoz (pl. tájhasználati, felszínborítási típusokhoz) csak az aktuális vegetáció, a tájban zajló történeti léptékű folyamatok és a vegetációdinamikai trendek ismeretében tehető meg (pl. folyószabályozások, vízrendezések lecsapoló, kiszárító hatása, kilúgozódás, cserjésedés stb.). A történeti felszínborítási kategóriákhoz rendelt kategóriák száma – a később tárgyalandó foltonkénti pontosításon kívül – csökkenthető a feldolgozott terület méretének csökkentésével vagy durvább növényzeti kategóriák választásával. Az általában tájléptékű térképi rekonstrukciókhoz célszerű a finom felbontású fitocönológiai vegetációrendszerezés helyett valamely országos élőhely-osztályozási rendszerből létrehozott, de szükség esetén lokális kategóriákat is

tartalmazó (1. táblázat) vagy egy lokálisan kialakított élőhelyszintű jelkulcs (pl. 2., 3, 4. táblázat) használata<sup>4</sup>.

1. táblázat Országos CÉT jelkulcs használata lokális történeti élőhelykategóriák kialakításánál (DEÁK 2004).

Table 1. Using national CORINE habitat mapping signal code for creating local historical habitat categories (DEÁK 2004)

<i>CÉT jelkulcs országos kategóriái</i>	<i>CÉT jelkulcs lokális alkalmazása történeti térképek közös jelkulcsaként Csongrád környékén (Deák 2004)</i>
Ártéri mocsarak	ártéri mocsarak
Szikes mocsarak, pusztai mocsarak	szikes mocsarak
Ürmös- és cickórós puszták	ürmös- és cickórós puszták
Szikes rétek	szikes rétek
Vakszikek, szikfokok, szikes tavak	szikes tavak és szikpadkás területek
Száraz homoki gyepek	száraz homoki gyepek
Sztyepprétek, záródó és sztyeppjellegű szárazgyepek	sztyepprétek
Puhafás ligeterdők, patak menti (fűz)ligetek, égerligetek, rekettyés rétek és mocsarak	fűz-nyár ligeterdők
Keményfás ligeterdők, síksági gyertyános-tölgyesek és gyöngyvirágos tölgyesek	tölgy-kőris-szil ligeterdők
Zátonynövényzet, homokpadok	zátonynövényzet

2. táblázat Lokális jelkulcs részlete a Gömör-Tolnai karszton (NAGY 2003).

Table 2. Detail of local signal code on the Gömör-Torna karst region (NAGY 2003)

<i>Történeti térképek felszínborítási kategóriái (Nagy 2003)</i>	<i>Leírás (Nagy 2003) (megj.: a felszínborítási kategória lokális botanikai tartalma)</i>
Kaszálók, nedves gyepek	Folyó- és patak völgyekben, ártereken előforduló üde gyepek, rétlápok, mocsárrétek. Fák és cserjék szórványosan előfordulhatnak, jellemzően kaszálók, de legelők is lehetnek.
Nedves erdők	Ártereken előforduló és vízfolyásokat kísérő ligeterdők (éger-, fűz-, nyárligetek). Ide soroltuk a nagyobb összefüggő ártéri erdőket is.
Mocsarak, vízállásos területek	Vízenyős vagy vízzel borított területek, jellemzően lápok, mocsarak, magassásosok és hínarasok. Ide soroltuk a jelentősebb, szántók közé beékelődő, szegély nélküli patakmedreket is.

<sup>4</sup> Az országos jelkulcs használatának hátrányai az aktuális vegetáció térképezésében (szemben a térképezés közben létrehozott, helyi viszonyokból, vegetációtípusokból kialakított lokális jelkulcsokhoz képest) részletesen in: MOLNÁR et al. (1999), BÖLÖNI (2005)

3. táblázat Lokális jelkulcsok használata történeti élőhelykategóriák kialakításánál  
(BIRÓ in MOLNÁR et al. 2000).

Table 3. Using local signal codes for creating historical habitat categories  
(BIRÓ in MOLNÁ et al. 2000)

---

*Jelmagyarázat a „Bélmegyeri Fás-pusztá 19. század első felében” című térképhez  
– Készült Huszár (1822) és Borbás (1881) alapján (Biró in Molnár és mtsai 2000)*

---

Erdők, többnyire keményfás ligeterdők  
Vízfolyások (Fás-ér)  
Időszakosan vízjárta érkanyarulatok  
Nádas, gyékényes mocsarak, sásosok  
Nedves, időszakosan vízállásos rétek és sásosok  
Szárazabb kaszálórétek és legelők – helyenként facsoportokkal, magányos fákkal  
Szántók

---

4. táblázat Lokális jelkulcsok használata történeti élőhelykategóriák kialakításánál (BIRÓ 1999).

Table 4. Using local signal codes for creating historical habitat categories (BIRÓ 1999)

---

*Részlet a „Dévaványa-Ecsegi-puszták táj- és élőhelytípusai a folyószabályozások előtt” című  
térkép jelmagyarázatából – Készült Huszár (1822), az I., II. Katonai Felmérés és további írásos  
és térképi források alapján (Biró 1999)*

---

Folyóvízjárta nagykiterjedésű mocsarak, erek és hajlatok, egykori folyómedrek (nádasok,  
gyékényesek, zombékosok, úszólápok és sástermő rétek)  
Tiszás tavak a nagyobb mocsarak területén belül, egykor fokgazdálkodásra használt mocsarak és  
mélyfekvésű, állandóan elöntött folyómenti partszakaszok  
Lefolyástalan, belső mocsarak a szigeteken  
Ártéri jellegű üde rétek  
Feltételezhetően sziki kocsordos ártéri rétek  
Szántókkal mozaikos táj, szárazabb típusú gyepekkel  
Bizonytalan típusú gyepek, valószínűleg ezeken a hátakon lehettek leginkább sztyepprétek  
erdők 1822-ben  
Ligetes területek 1783-ban

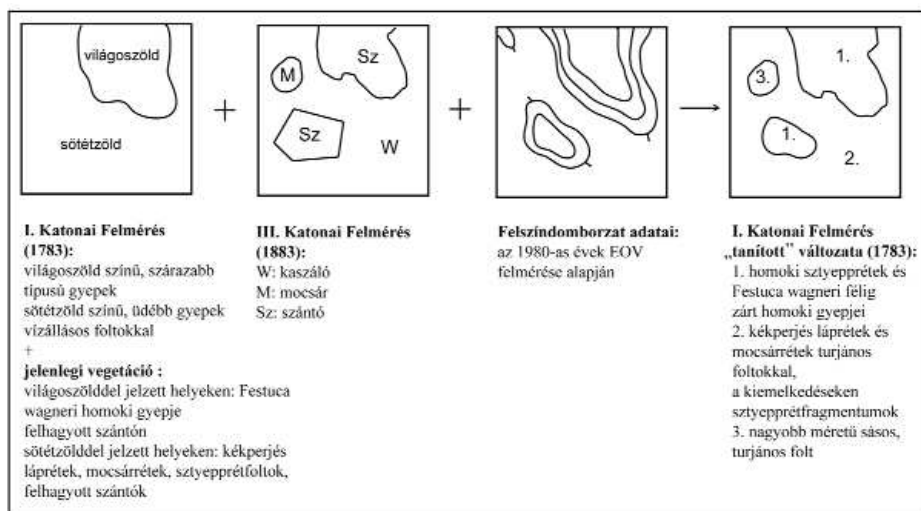
---

## A térképek foltonkénti vizsgálata a botanikai tartalom bővítése céljából

A történeti térképeket nem a vegetáció kutatásának céljával készítették. A megfigyelés és leképezés eltérő szempontjai miatt (birtokviszonyok, vízrajz, határviszonyok, katonai szükségletek stb.), a korabeli térképezők a valóság más tulajdonságait emelték ki, jelenítették meg munkájukkal, mint a jelenlegi vegetációt térképező botanikus (vö. BAGI 1997, MOLNÁR 1997, WHITNEY 1994). A térképezők céljai között azért akadnak olyanok, melyeknek köszönhetően a növényzet bizonyos tulajdonságait (pl. egy gyepon lévő fák mennyisége, egy erdő zártsága) vagy termőhelyük milyenségét feltüntették (pl. vízállásos vagy futóhomokkal fedett terület). Ezek hasznos információkat jelenthetnek a vegetáció típusaira való visszakövethetéseknél (retrospekció). A katonai térképeken pl. a hadsereggel való közlekedést befolyásoló tényezők kiemelése (vízállások tartóssága, a mocsarak átjárhatósága, az erdők zártsága, a cserjeszint sűrűsége, az utak járhatósága),

míg a birtoktérképeken az értékes vagy kevésbé értékes birtokrészek (pl. makkos erdők, legelők, illetve zombós részek, homoksványok) feltüntetése segítheti a botanikai értelmezést. A történeti térkép pontosításához azonban általában több, múlta és jelenre, növényzetre, termőhelyi adottságokra, illetve korabeli tájhasználatra vonatkozó információ felhasználása is szükséges. Ezekkel az adatokkal a történeti térképet foltról-foltra pontosíthatjuk, így annak tematikai és térbeli felbontását is jelentősen finomíthatjuk. Megfelelő adatok birtokában lehetőség adódhat a tájhasználati típuson (legelő, kaszáló, erdő) belül egyes természetközeli élőhelyek térbeli lehatárolására is. Pl. a Duna-Tisza köze egyes részein a II. Katonai Felmérés gyeptermékei között a homoki sztyepprétek elkülöníthetők talajadatok vagy a felszínmorfológia és a III. Katonai Felmérés idejére már művelésbe vont területek segítségével – 2. ábra) (pl. BIRÓ in KORSÓS et al. 2001, BIRÓ ÉS MTSAI 2006). A különböző forrásokból származó adatok felhasználásakor kapott eredmény általában nem teljesen ugyanaz. Mivel azonban az egyes adatok egymást pontosíthatják, együttes értelmezésükkel vagy az újabb és újabb információk figyelembevételével a múlt becslésének hibája lényegesen csökkenthető (iterálás).

A térképek tartalmi bővítése során a térkép egyes részleteinek botanikai jellegű információtartalmát más forrásokból származó adatok felhasználásával növeljük<sup>5</sup>. Példaként említjük a Gödöllői-dombsíkság erdőfajtajainak térképét, melynek készítésénél a III. Katonai Felmérést korabeli üzemtervi térképek és leírások, valamint egyéb kéziratok segítségével pontosítottuk: a katonai felmérés erdőterületeit az 1880-as évek kincstári üzemtervi térképei alapján felosztottuk, majd az egyes lokalizálható erdőrészeket-

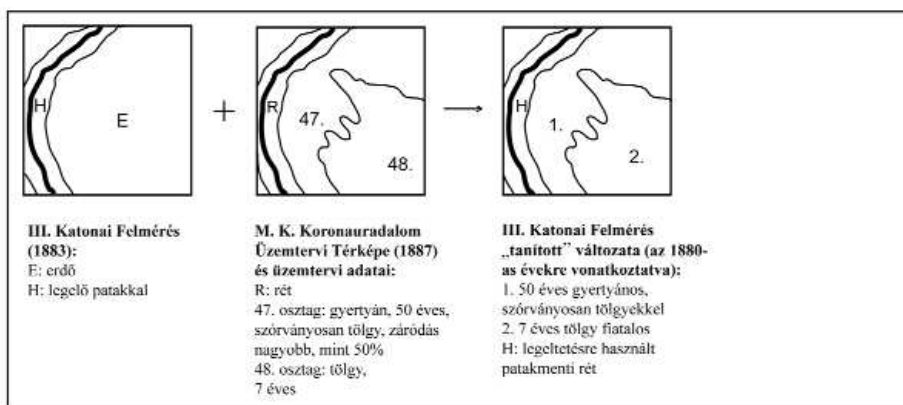


2. ábra 18. századi élőhelytérkép rekonstrukciója: az I. Katonai Felmérés felszínborítási kategóriáinak botanikai tartalommal való megtöltése, pontosítása más térképek adataival és a jelenlegi vegetáció ismeretével (BIRÓ in KORSÓS et al. 2001)

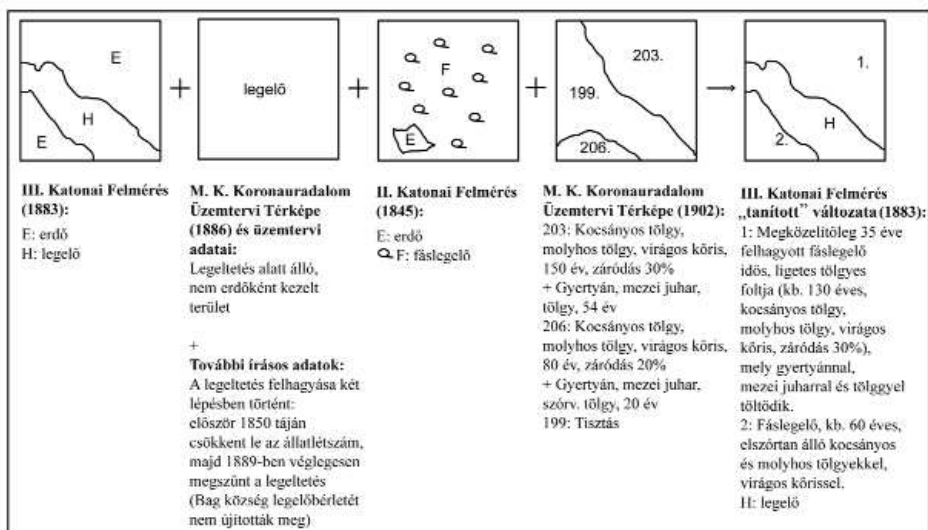
Figure 2. Reconstructing a habitat map from the 18<sup>th</sup> century: completing with botanical content and specifying of land cover categories of the 1st Military Mapping; and teaching with data from other maps and with knowledge about current vegetation

<sup>5</sup> A történeti térképek továbbértelmezése más, nem botanikai szempontok szerint is elképzelhető, pl. egy település fejlődése, erózióvizsgálat.

hez a fajösszetétel, a korosztályösszetétellel és az állományszerkezet adatait rendeltük hozzá (3. ábra). Kéziratos térképek alapján a birtokviszonyok és a használat szerint a nem kincstári erdőket is felosztottuk, majd szórványadatokat alapján tipizáltuk. A Koronauradalom mezőgazdasági kezelés alatt álló erdőállományainak tipizálásában levéltári adatokat vagy későbbi üzemtervezések adatait használtunk fel (4. ábra és 9. ábra) (BIRÓ 2003).



3. ábra A III. Katonai Felmérés tartalmi bővítése erdészeti üzemtervi adatokkal és térképekkel (BIRÓ 2003)  
Figure 3. Completing the content of the 3<sup>rd</sup> Military Mapping with data on forest management plans and maps (BIRÓ 2003)



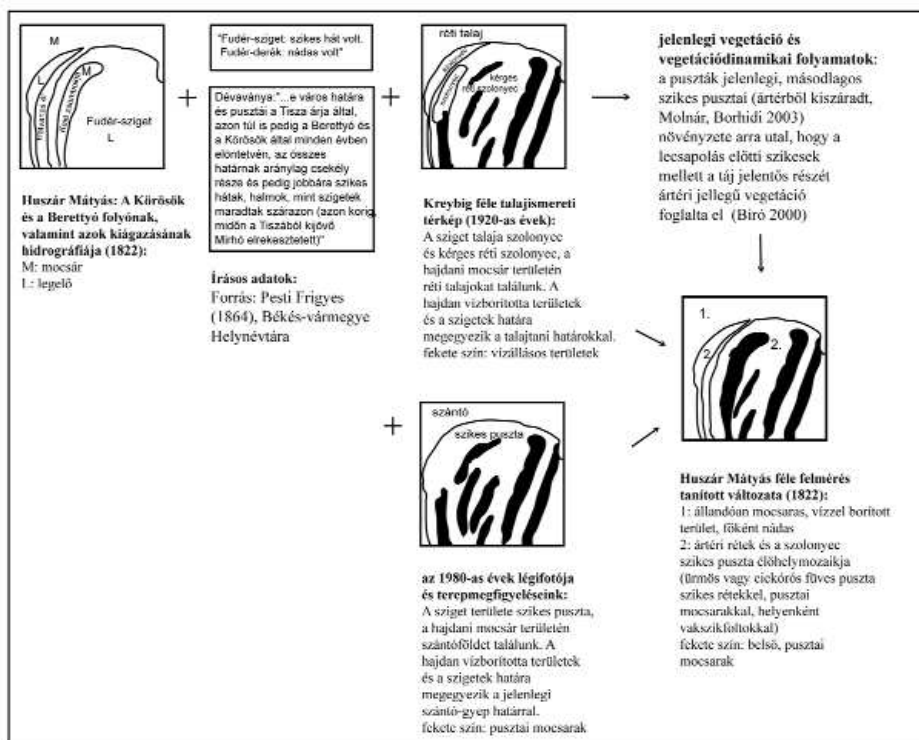
4. ábra A III. Katonai Felmérés tartalmi bővítése különböző korszakokból való írásos és térképi adatokkal (BIRÓ 2003).  
Figure 4. Completing the content of the 3<sup>rd</sup> Military Mapping with data gained from documents and maps of different periods (BIRÓ 2003)

## A botanikai tartalom bővítésének elemi lépései

1. az adatok lokalizálása a bővítendő térképen
2. az adatok összehasonlítása (új adatok a meglévőkkel)
3. a felhasználható adatok kiválasztása
4. az adatok hozzárendelése a térkép egy-egy foltjához
5. a hozzárendelések dokumentációja
6. a helyzeti adatok pontosítása
7. a feltételezhető múltbeli vegetációtípus (vagy típusok) megállapítása

## A módszer sajátosságai

A térképek tartalmi pontosítása foltonként történik. Ez fokozatosan közelítő, azaz soklépcsős iteratív folyamat, ahol az újabb adatok figyelembevétele az elemi lépések sorának ismétlését jelenti<sup>6</sup> (5. ábra).



5. ábra Az újabb és újabb adatok figyelembevétele az elemi lépések sorának ismétlését (iterálását) jelenti: írásos adatok, talajismereti térkép és légifotó felhasználása a térkép tartalmi és térbeli pontosításához (BÍRÓ 2001)

Figure 5. Taking newer and newer data into account means iterating the row of elemental steps – use of documents, soil map and aerial photo for content and spatial specifying of the map (BÍRÓ 2001)

<sup>6</sup> Az adatok eddigi csoportosításai szerint (MOLNÁR 1997, KIRÁLY 1999, SZABÓ-DETREKŐRI 1993) adatnak tekintjük a térképek részleteit is – lásd térképi adatállományok. Adatként kezeljük az értelmező saját tudását, vegetációismeretét is.

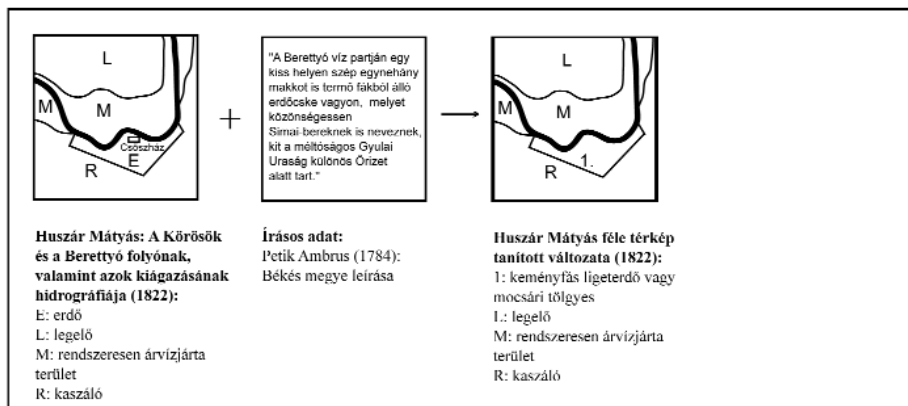


A módszer alkalmazásához szükséges a jelenbeli vegetáció alapos ismerete, kellően nagy számú adat (a múltbeli növényzetről, az abiotikus környezetről stb.), a vegetáció-dinamikai folyamatok ismerete és a múltbeli tájhasználat, illetve a tágabb táji környezet történetének alapos ismerete.

## Megjegyzések az egyes lépésekhez

### 1. az adatok lokalizálása

A történeti térképek botanikai tartalmának gazdagításához ideális, jól lokalizálható múltbeli adatok viszonylag ritkák. Ilyen pl. „A Berettyó víz partján egy kiss helyen szép egynehány makkot is termő fákból álló erdőcske vagyon, melyet közönségesen Simai-bereknek is neveznek. „(PETIK 1784) (6. ábra). A térképi adatok esetén az egymással való megfeleltetést is lokalizálásnak tekintjük (MOLNÁR 1997, BIRÓ és ASZALÓS 1999a). Az adatok olykor túl általánosak, nehezen lokalizálhatók (pl. Dévaványa (FÉNYES 1851): „Földének legnagyobb része szikes...” vagy Vácszentlászló (Gödöllői-dombság) 1728. évi összeírásában: „ha esős az év, az erdőkben a fák közt füvet kaszáltnak...”. A korabeli vegetációtípusok megállapításához azonban ezek az adatok is döntő fontosságúak lehetnek; a példák alapján annak eldöntésében, hogy voltak-e szikesek a vízrendezések előtt Dévaványa határában vagy abban, hogy milyen volt az erdők záródása a Gödöllői-dombság egyes részein a 18. században (BIRÓ 1999, BIRÓ 2003).



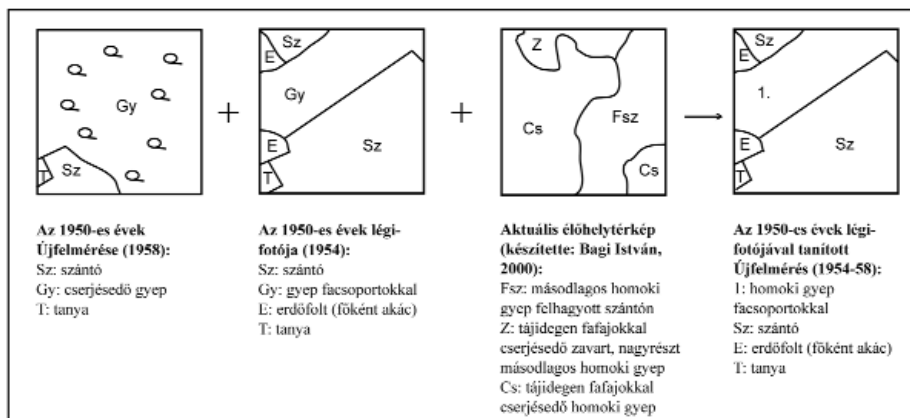
6. ábra Jól lokalizálható múltbeli adatok felhasználása történeti térkép tartalmi gazdagításához (BIRÓ 2000)

Figure 6. Using well localizable historical data for teaching historical map (BIRÓ 2000)

### 2–3. az adatok összehasonlítása, a felhasználható adatok kiválasztása

Az egyes adatok összehasonlítása és a releváns adatok kiválasztása (lásd forráskritika is) a folyamat iteratív alrészlete: a folyamaton belüli lokális összehasonlító és minőségellenőrző lépések, majd az adatot elfogadó vagy nem elfogadó (nem használható adat) döntések egymást ismétlő sorozata. Részben rávilágít a térképek térbeli vagy tartalmi pontatlanságaira, elegendő adat esetén pedig megoldásokat is kínál azok korrekciójára (7. ábra). Ilyen ellentmondásos adatokkal találkoztunk a Fekete-Körös menti táj erdősültiségeivel kapcsolatosan is, mellyel kapcsolatos bizonytalanságainkat a rekonstruált térképeken megjelöltük (pl. BIRÓ IN MOLNÁR et al.1998).





7. ábra Az adatok összehasonlítása és a felhasznált adatok kiválasztása: az adatforrásokban rejlő ellentmondások más adatokkal való további összehasonlítással vizsgálhatók meg.

Ez esetben a légifotó adatai nagyobb biztonsággal használhatók fel, mint az adott korban készült katonai térkép (BIRÓ et al. 2006)

Figure 7. Comparing data and selecting used data: contradictions in data sources can be studied by further comparing to other data. In this case, data of aerial photo can be used with greater safety than military map from the same period (BIRÓ et al. 2006)

A térképezés időszakának időjárási jellegzetességeit a rekonstrukciók, illetve az ezt követő elemzések során legtöbbször figyelmen kívül hagyjuk, pedig az 1861–1863-ig tartó rendkívüli csapadékhány a II. Katonai Felmérés időszakát is érintette (a térképezés az Alföldön 1860 és 1864 között zajlott).

#### 4–5. az adatok hozzárendelése a térkép egy-egy foltjához, a hozzárendelések dokumentációja

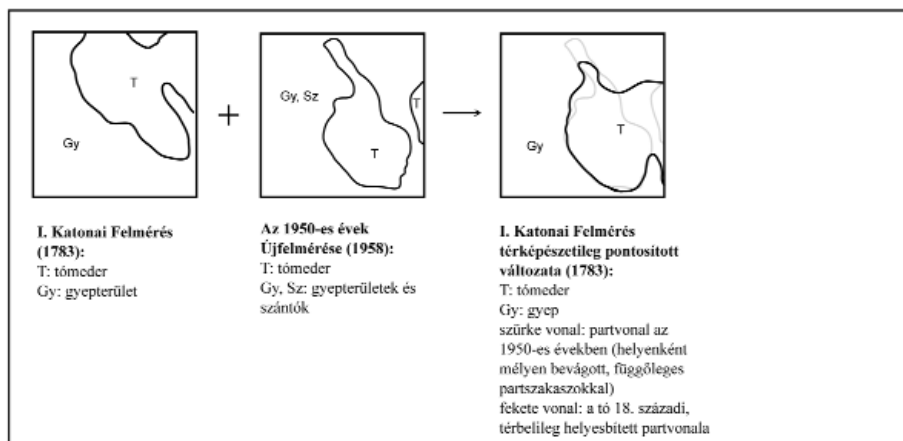
Az adatösszehasonlítás és iterálás alapvetően fejben történik, csak a végeredményét rögzítjük (képernyőn, papíron – hasonlóan a vegetáció térképezéséhez, lásd SEREGÉLYES és CSOMÓS 1995, BAGI 1997, BÖLÖNI 2005, MOLNÁR et al. 1999). A kész térkép várhatóan további felhasználásra kerül, ezért fontos a döntési mechanizmusok írásos dokumentációja, a térképpel együtt való közlése (milyen típusú hozzárendeléseket végeztünk).

#### 6. helyzeti adatok pontosítása

A tartalmi bővítés során – megfelelő adatok birtokában – lehetőség adódhat a foltok helyzeti adatainak pontosítására, pl. egyes foltok felosztására, továbbosztására (5. ábra). Más-más forrásból származó adatok összehasonlítása után olykor szükségszerűnek látszik egyes folthatárok térbeli módosítása is (7. ábra, BIRÓ in MOLNÁR et al. 1998a, BIRÓ 1998, 1999). Ez azonban csak terepismeret birtokában végezhető el. Pl. a Szívós-szék mély, bevágódott mederpartja (8. ábra) bizonyos helyeken több száz vagy ezer éve állandó, így az I. Katonai Felmérésen pontatlan helyzetben feltüntetett partvonal a 20. századi térképei által megjelenített mederparthoz igazítható (vizes élőhelyek partvonalának helyesbítése esetén a vízmennyiség olykor igen szélsőséges váltakozásait is figyelembe kell venni).

#### 7. a feltételezhető múltbeli vegetációtípus megállapítása

Bizonyos, termőhelyileg vagy fajösszetételben hasonló, egymással sokszor mozaikosan elhelyezkedő élőhelytípusok retrospektív úton való szétválasztására már nem mindig



8. ábra Történeti térkép térbeli pontosítása későbbi korból származó, pontosabb térképi adattal, a felszínmorfológia aktuális terepi megfigyelése mellett (BIRÓ et al. 2006)

Figure 8. Spatial specification of historical map with more precise data of map from later period, beside actual field observation of surface morphology (BIRÓ et al. 2006)

adódik lehetőség. Ezeket az élőhelyeket a rekonstruált élőhelytérkép jelkulcsában felsoroljuk. Pl. a puhafaligetek és a gyakran elöntött, mélyfekvésű, ártéri mocsártölgyesek, keményfaligetek nem választhatók szét, lásd Fekete-Körös menti erdők, Mohácsi-sziget. Szintén nem különíthetők el például a Duna-Tisza közti szoloncsák szikesek a kevésbé szikes mocsárrétektől, illetve a vakszikesek a szikfokközösségektől. A Nagy-Sárrét mocsaras területein belül a nádasok, a gyékényesek, a lápok, a zsombékosok, a sásos, harmatkás mocsarak és olykor a tiszta vízfelszínnek sem (BIRÓ 2000).

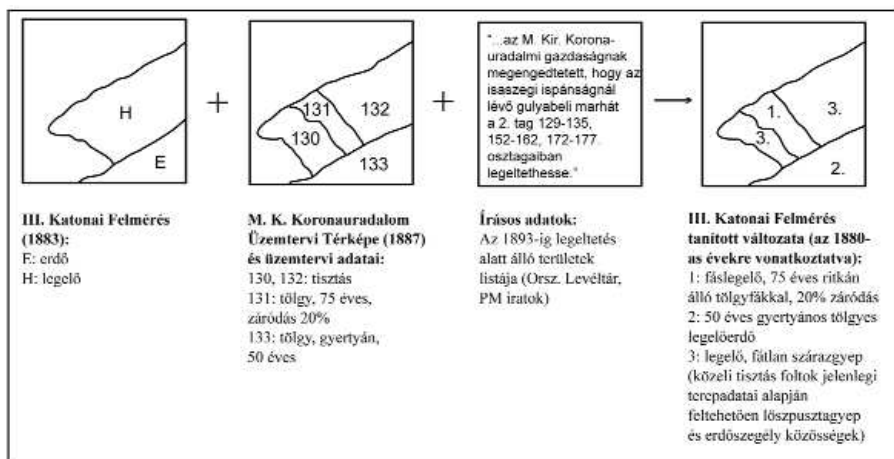
A foltok tartalmi bővítése során nyert botanikai többletinformáció csak alapos megfontolás után, kellő terepismeret birtokában terjeszthető ki a rekonstruálandó növényzeti térkép más részeire (pl. ha három erdő közül csak kettőről biztos, hogy tölgy-kőris-szil ligeterdő volt, további termőhelyi és vegetációs ismeretek szükségesek ahhoz, hogy ezt egy harmadik erdőre extrapolálhassuk).

### Mit pontosíthatunk mivel?

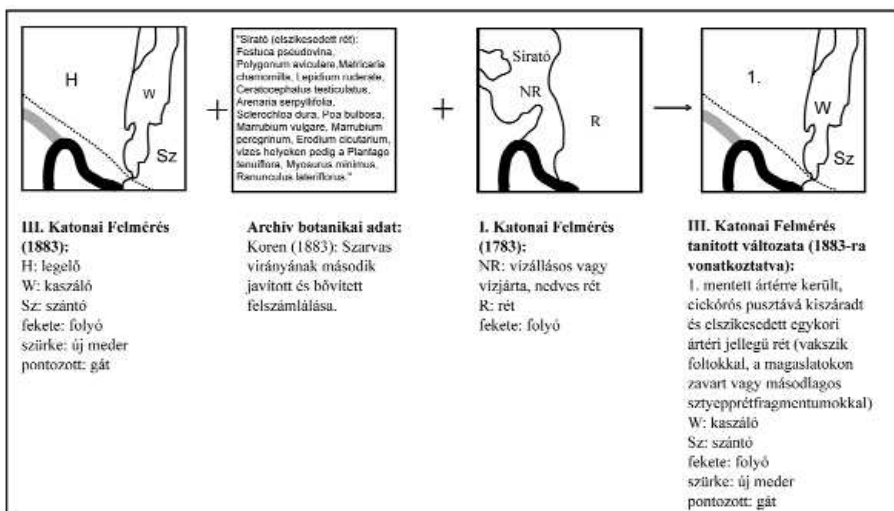
A módszer segítségével a történeti térképek botanikai tartalmát pontosíthatjuk:

1. a térképpel azonos korszakból származó vagy azonos korszakra vonatkozó valamely más adattal, például:

- a térképpel azonos korszakban készített másik térkép vagy írásos dokumentum adataival (9. ábra),
- ugyanabból a korszakból származó archív botanikai vagy más írásos adattal (pl. korabeli flóraadatokkal (10. ábra), Kitaibel Pál útinaplójának adataival (BIRÓ és MOLNÁR 1998),
- a térképpel egyazon korszakból származó légifotóval (7. ábra),
- más időpontból származó, de a feldolgozott időszakra (pl. a vízrendezések előtti állapotokra) vonatkozó írásos adatokkal (11., 12. ábra),
- egy adott korszakra vonatkozó, de későbbi időszakból származó szóbeli közléssel (13. ábra)



9. ábra Történeti térkép tartalmi bővítése azonos korszakból való írásos és térképi adatokkal (BIRÓ 2003)  
Figure 9. Teaching historical map with data gained from documents and maps of the same period (BIRÓ 2003)



10. ábra Történeti térkép tartalmi bővítése azonos korszakból való botanikai adattal, melynek lokalizálásához 100 évvel korábbi térképet használtunk fel (BIRÓ és TÓTH 1998)

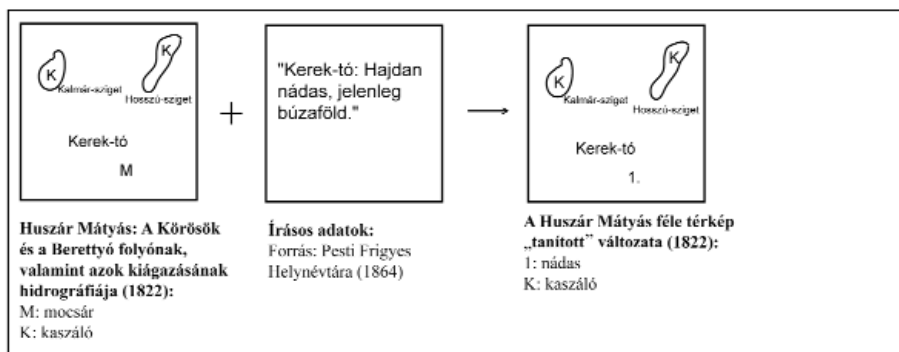
Figure 10. Teaching historical map with botanical data of the same period localized by using a map from 100 years earlier (BIRÓ and TÓTH 1998)

- ugyanabból a térképből származó, más típusú adattal (pl. az I. Katonai Felmérés színezésének, valamint a felszínmorfológiára vonatkozó adatainak kombinációi a buckás típusok rekonstrukciójánál; lásd részletesen: BIRÓ és MOLNÁR 1998),
- másik térképszelvénnel: a katonai felmérések esetében az azonos jelkulcsi kategóriáin belüli eltérő grafikai megjelenítések nemcsak a különböző térképezőktől, hanem a térképezés eltérő időpontjától, így a rétek eltérő vízzességi állapotától is függenek. Az érintkező térképszelvényeken folytatódó foltok különböző jelölései használhatók azok tematikai pontosítására is (BIRÓ és MOLNÁR 1998).



11. ábra Történeti térkép tartalmi bővítése adott a feldolgozott korszakra vonatkozó, de különböző időszakokból származó írásos adatokkal (BIRÓ 2000)

Figure 11. Teaching historical map with documents regarding the observed period, but originating from different periods (BIRÓ 2000)

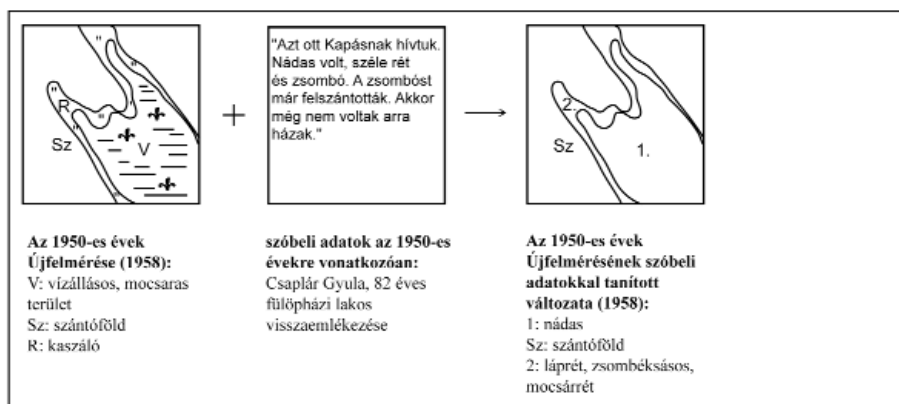


12. ábra Történeti térkép tartalmi bővítése az adott korszakra vonatkozó, de későbbi írásos adattal (BIRÓ 2000)

Figure 12. Teaching historical map with documents regarding the observed period, but originating from a later period (BIRÓ 2000)

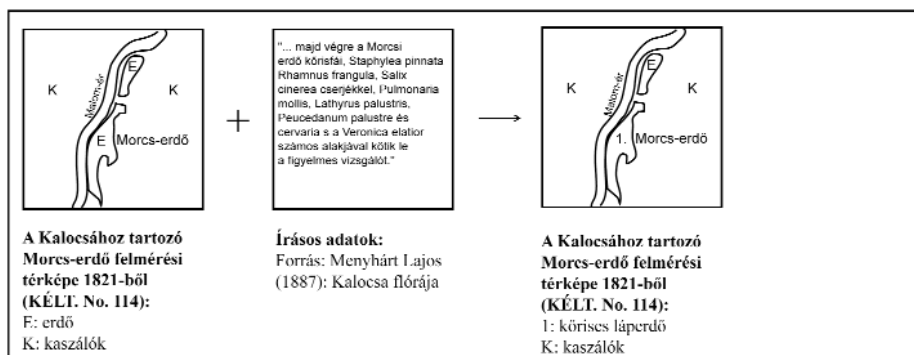
2. későbbi, pontosabb adattal (retrospekció, visszatekintés), például:

- későbbi korszakból származó írásos, pl. botanikai adattal (14. ábra),
  - későbbi korszakból származó talajtérképpel (5. ábra),
  - jelenlegi tudásunkkal, vegetációismeretünkkel (5., 7., 9. ábra),
  - jelenlegi felszínmorfológiára vagy talajtípusokra vonatkozó terepi tapasztalatainkkal (8. ábra).
3. korábbi korszakból származó, de valamilyen többlet információval rendelkező adattal (előrettekintés), például:
- megelőző korszakból származó archív botanikai adatokkal (Kitaibel útinaplója a II. Katonai Felmérés pontosítására még használható),
  - adatok lokalizálásához (10. ábra),



13. ábra Történeti térkép tartalmi bővítése az adott korszakra vonatkozó, de napjainkban gyűjtött szóbeli adattal (BIRÓ és mtsai 2006)

Figure 13. Teaching historical map with verbal data regarding the observed period, but collected nowadays (BIRÓ et al. 2006)



14. ábra Történeti térkép tartalmi bővítése későbbi korszakból való botanikai adattal (BIRÓ in MOLNÁR és BIRÓ 2001)

Figure 14. Teaching historical map with botanical data originating from a later period (BIRÓ in MOLNÁR and BIRÓ 2001)

- korábbi térképek adataival (15., 16. ábra). Az I. Katonai Felmérés (1780–as évek) még megjelöli az egyes ligetes, bokros területeket, melyeket Huszár Mátyás 1822-ben – eltérő céljai miatt – már nem térképez (csak az erdőket veszi fel, nem jelöli külön a bokros részeket és a fáslegelőket sem) (BIRÓ 1999, BIRÓ in MOLNÁR et al. 1998a).

A különböző korszakokból származó írásos és térképi adatok egymással kombinálhatók is. A különböző forrásokból származó adatok egymással való összehasonlítása a fokozatosan közelítő, soklépcsős folyamat végeredményét – tapasztalatunk szerint – minőségileg jelentős mértékben javítja (4., 5., 11. ábra).

## A módszer korlátai

A vegetáció retrospektív térképezése jelentős szubjektivitást tartalmaz, a növényzet aktuális térképezésekor fellépő problémákhoz<sup>7</sup> hasonlóan (vö. KUN és MOLNÁR 1999, MOLNÁR et al. 1998b, BAGI 1997). Ehhez hozzáadódik, hogy a rekonstrukcióhoz felhasznált adatok nagy része nem a saját tapasztalásunkból származik, hanem a valóság mások által történt leképezése. Ennek szempontjai és módszerei is eltértek a vegetáció-térképezéstől, ezért már munkánk kezdetén igen nagyfokú információvesztéssel állunk szemben.

Bár a térképkészítés mindig bizonyos elhagyásokkal jár (SEREGÉLYES és CSOMÓS 1995), nem mindegy, hogy ezek az elhagyások éppen mit érintettek. A tájat minden térképező más szemmel nézi, a fontosabb részleteket kiemeli, a számára kevésbé érdekeseit elhagyja (MOLNÁR et al. 1998b, 1999). Vonatkozik ez a korabeli térképészekre is; Darby szavaival: „egyszerűen azt látjuk, amit tanultunk látni” (DARBY 1962). Ahogy az egyes térképezők tapasztalata és előképzettsége sem volt egyforma, úgy az általuk végzett leképezés minősége is jelentős mértékben különbözhetett (vö. aktuális térképezésekkel, BAGI 1998b, valamint BIRÓ és MOLNÁR 1998).

Az adatok területlefedése sem egyenletes, általában sok a szórványadat. A táj bizonyos részei adatgazdagabbak, másokról viszont alig található használható információ. Az adathiányok áthidalása, a térképi pontatlanságok vagy az egymásnak ellentmondó adatokból származó bizonytalanság kezelése csak egyedi (lokalitás vagy adatfüggő) megoldásokkal lehetséges. Ez szintén némi szubjektivitást hordoz magában, hiszen nagyban függ eddigi tapasztalatainktól.

„A szkeptikusok azzal érvelnek, hogy egy történeti ökológus soha nem tudja elérni a bizonyosságnak azt a fokát, amit a tudósok megkívnának, az adatok hiányos és befejezetlen jellege miatt” (CHRISTENSEN 1989). „Ez a fajta hozzáállás azonban figyelmen kívül hagyja azt a tényt, hogy a mai táj a múlt terméke is. A történeti szempontok mellőzése a jelen állapot értelmezése során majdnem olyan veszélyes, mintha kevés biztos adat alapján rekonstruálnánk a múltat.” (HAMBURG és SANDFORD 1986).

Az említett bizonytalanságok csökkenthetők a módszer alkalmazásához szükséges feltételek (lásd alább) figyelembevételével, illetve a feldolgozott terület nagyságának csökkentésével, a termőhelyi adottságok (talaj, földtan, geomorfológia stb.) finomfelbontású térképeinek feldolgozásával, valamint további adatok keresésével, az iterálás folytatásával és újabb célzott terepbejárásokkal.

A vegetáció bármilyen alapos rekonstruálása ellenére is általában csak a vegetáció mennyiségi és nem minőségi változásairól tudunk meg információkat (pl. a múltbeli természetességre alig van adatunk, esetleg flóralistákból, szórványos botanikai leírásokból következtethetünk (vö. KIRÁLY 2001). Az időben egyre távolabb tekintve egyre gyengébb minőségű adatokból következtetünk vissza, és egyre kevésbé ismerjük az adatgyűjtés körülményeit is (pl. az urbáriumok, statisztikai leírások, helynévtárak a lakosság saját bevallásai alapján készültek.

<sup>7</sup> Információvesztés, a foltok lehatárolása, foltméret, homogenitás-inhomogenitás, besorolási problémák, léptékfüggés, átmenetek, térképezési rutin, szemlélet, jelkulcs egyértelműsége és kategóriái (BAGI 1998b, MOLNÁR et al. 1998, 1999, BÖLÖNI 2004 alapján)



Van azonban a múltban egy megfoghatatlan határ, a múlt függőnye (MOLNÁR G. 2003), amely mögé – úgy érezzük – már szinte alig láthatunk be (vö. MOLNÁR 1997, KIRÁLY 2001). Bizonyos kérdésekre választ keresve ezen túl a rendelkezésre álló adatok részletessége és gyakorisága is hirtelen csökken<sup>8</sup>.

A tájátalakítások jóval korábban kezdődtek, mint bármilyen dokumentálásuk. Ezért a 18. század végének természetes tájként való értelmezése bizonytalan (bár valószínűsíthetően az akkori táj propagulumgazdagsága, vízellátottsága, tájidegen fajoktól való szinte teljes mentessége jobb és gyorsabb regenerálódóképességet eredményezhetett). A múlt függőnye a botanikus számára eltakarja a korábbi vegetációátalakulások mértékét és gyorsaságát; a múltban a mai növényzetet keressük, s csak esetleges szórványadatok billentek ki néha múltból való elképzeléseinkből. A múltban élő ember életfelfogása, természethez való hozzáállása (átalakítás, együttélés) azonban valószínűleg a maitól igen eltérő volt. Mégis „az ember, ha saját múltját szemléli, önmagát szeretné viszont látni benne, de legalábbis annak a világnak a gyökereit, amelyben ő maga él...(MOLNÁR 2003)”.

### **Jelkulcs véglegesítése, ellenőrzés, bizonytalan döntések feltüntetése a térképen, a térkép megjelenítése**

Az eddigi lépések alapján látható, hogy az élőhelytérkép rekonstrukció végleges jelkulcsa készülhet a múltban feltételezett élőhelytípusok felsorolásával vagy a térképek foltjainak még további értelmezésével, más adatokkal való tartalmi bővítésével. Az így létrejött jelkulcsi kategóriák várhatóan jóval pontosabban közelítik majd a vegetáció egységeit, mint a felsorolással; azonban még ekkor is szükséges az egymástól visszamenőleg már nem elkülöníthető élőhelyek felsorolása. Az élőhelyek felsorolása egy jelkulcsi kategórián belül az aktuális táji léptékű térképezéseknél is hasonlóan alkalmazott (pl. „*alföldi gyertyános tölgyesek és zárt homoki tölgyesek*” – MÁ-NÉR). Ilyenkor célszerű a sorrendet a legnagyobb arányban feltételezett vegetációval kezdeni.

Fontos a bizonytalan vagy ellentmondásos adatok feltüntetése a kész térképen, például csillaggal, megjegyzéssel, színhalványítással, önálló jelkulcsi kategóriával vagy leírások mellékelésével<sup>9</sup>. Példák: jelkulcsban: „*Csudabala térképezésének elmaradása miatt bizonytalan gyepteknő, feltehetően üdőbb típusú gyepek, helyenként sztyepprétek által dominált mozaik.*” (BIRÓ 1999); megjegyzésként: „*A Gelvác déli részét tartalmazó lap hiánya miatt a \* alatti részek erdőszűrségéről nincs adatunk.*” (BIRÓ in MOLNÁR et al. 1998A). A nagyon bizonytalan adatok a feldolgozásból kihagyhatók. A jelkulcs színezését és az ellenőrzést illetően akár az aktuális térképezések módszertana, akár egyedi megoldások alkalmazhatók (SEREGÉLYES és CSOMÓS 1995, BIRÓ, ASZALÓS 1999B). A színek és árnyalatok megválasztásánál legfontosabbnak tartjuk a kultúrtáj és a természetközeli táj típusainak érzékletes elkülönítését. A rekonstruált élőhelytérkép megjelenítéséhez számtalan digitális és manuális eszköz áll rendelkezésre. Ezek alkalmazása – kellő botanikai megalapozottság nélkül – látványos látszat-eredményeket hozhat, melyek elkerülésére érvényes SEREGÉLYES és CSOMÓS (1995) aktuális térképezésekhez fűzött figyelmeztetése: „*legfontosabb a tereptapasztalat, a technika csak lehetőség*”.

<sup>8</sup> A felhasználható történeti térképek megjelenésétől számítva, Magyarországon az utóbbi 250–300 év, Angliában az utóbbi 400 év (PETERKEN és GAME 1984)

<sup>9</sup> lásd pl. BIRÓ 1999, BIRÓ in MOLNÁR et al. 1998, NAGY 2003, TINYA 2006; vö. SEREGÉLYES és CSOMÓS 1995, BAGI 1998b



## A történeti térképek tartalmi bővítésének egyéb botanikai, természetvédelmi célú alkalmazásai

Itt olyan alkalmazásokra hozunk saját gyakorlatunkból származó példákat, melyek során a történeti térképek információtartalmát úgy növeltük, hogy célunk nem közvetlenül a vegetáció rekonstrukciója volt.

### 1. Az egyes történeti térképek információtartalmának más térképről származó adattal való bővítése történik például:

- a vízrendezések előtti vízrajz rekonstruálásakor<sup>10</sup> (pl. BIRÓ in MOLNÁR et al. 1996, 1998a, 2000, MOLNÁR és BIRÓ 2001),
- földrajzi nevek térképének elkészítésekor<sup>11</sup> (pl. BIRÓ in MOLNÁR et al. 2000, 2001, BÖLÖNI 2005),
- élőhelytérkép rekonstrukciók alaptérképének elkészítésekor<sup>12</sup> (pl. BIRÓ in MOLNÁR et al. 1998a, 2000),
- változástérképek létrehozásakor: a történeti térkép egyes foltjainak információ-tartalmát korábbi tájhasználatukkal szintén bővíthetjük. Így múltbeli parlagtérképet, ősgyeptérképet szerkeszthetünk, megállapíthatjuk az egyes korszakokban ültetett erdők kiterjedését. Kardoskút mai gyepterületének egy része például az 1880-as években fiatal parlag volt, amely csak az 1950-es vagy az 1970-es évekre vált gyeppe, de vannak néhány évtizedes felhagyások és visszagyepesítések is (MOLNÁR és BIRÓ 1997).

A tartalmi bővítéssel szerkesztett korabeli vízrajz, vizes élőhelyek térképei vagy a változástérképek hozzárendelhetők a jelenlegi botanikai, természetvédelmi céllal készült térképekhez is, mely által azok tartalma jelentősen gazdagítható. A fent említett kardoskúti példánál maradva, az egymással pontosított történeti térképek és a mai térkép összemetszéséből megadtuk a területen található gyepek korát és ősgyeptérképet szerkesztettünk, mely által vizsgálhatóvá válnak pl. a fajkészlet és a vegetáció kora közötti összefüggések is (MOLNÁR és BIRÓ 1997). A módszerrel olyan tájrehabilitációs célokkal felhasználható kategóriák szerkeszthetők, mint pl.:

- egykori folyóág, vízfolyás, amelyben ma nincs csatorna és természetközeli élőhelyen húzódik,
- egykori folyóág, vízfolyás, amelyben ma egy természetközeli élőhelyekkel határolt csatorna húzódik,
- egykori mocsár vagy láp, amely ma szántó,

<sup>10</sup> Itt általában több korabeli térkép információjának egyesítését célszerű elvégezni, mivel ezek a térképek önmagukban gyakran sem tartalmilag, sem térképészeti nem megfelelő pontosságúak. A különböző térképek tartalmának egymásrögzítésével az egykori vízfolyások kirajzolódnak, pontos helyzetüket pedig jelenlegi szintvonalas térképek, légifotók és műholdfotók segítségével határozhatjuk meg.

<sup>11</sup> A földrajzi nevek térképének készítésekor különös hangsúlyt kap a forráskritika. Mivel a korabeli térképek sok esetben nem magyar anyanyelvűek voltak, a lakosságtól szerzett információkat gyakran félreértették, a helyneveket olykor nem a valóságban így nevezett területre írták fel.

<sup>12</sup> A Fekete-Körös-menti erdők és a Bélmegyeri Fás-pusztá és rekonstruált és aktuális vegetációtérképeinek, valamint természetvédelmi tematikájú térképeinek alapjául szolgáló vonalhálózat (alaptérkép) megrajzolásához például felhasználtuk a vízrendezések előtti vízrajzi viszonyok térképét (HUSZÁR 1822), melyet 1993-as légifelvétel segítségével pontosítottunk és a mai üzemtervi és topográfiai térképek fontosabb részleteivel egészítettünk ki.

- egykori nedves rét, amely mára többnyire szárazgyeppé vagy szikessé száradt ki,
- egykori mocsár, láp, amely beerdősült vagy beerdősítették” (MOLNÁR és BIRÓ 2001).

Egyes adatgazdag történeti térképek, talaj- és földtani térképek, a vízrajz és a felszín-morfológia segítségével alföldi viszonylatban lehetőség adódik a táj utolsó természetes növényzeti térképének megszerkesztésére is (pl. a Borsodi-Mezőség területén: BIRÓ in MOLNÁR et al. 1996).

### **A rekonstruált élőhelytérképek felhasználásának lehetőségei – térképsorok és származtatott térképek**

*1. Térképsorok:* A történeti térképeken alapuló vegetációrekonstrukciók (vagy sorozataik) a mai élőhelytérképekkel összehasonlíthatók, az élőhely-átalakulások területadatai kvantitatívan is elemezhetők (BIRÓ et al. 2006). Ehhez az egyes történeti korszakokból származó, ezért esetlegesen más-más jelkulccsal rendelkező rekonstruált térképek, továbbá az aktuális vegetációtérképeknek is egyfajta közös nevezőre (jelkulcsra) hozására van szükség. Ez a kategóriarendszer hosszas iterálásával jár együtt, mely végezhető akár már a térképek egymással párhuzamosan való készítése közben is. A közös jelkulcs készítését megnehezíti, hogy a közelmúlt nagymérvű tájatalakulásai és a tájidegen növényfajok megjelenése kategóriaváltásokat, új kategóriák megjelenését és bizonyosak eltűnését is okozhatják (SZMORAD 1997, DEÁK 2004, TINYA és TÓTH 2006, BIRÓ et al. 2006).

A közös jelkulcs alapjaként legalkalmasabbnak látszanak az országos élőhely-osztályozási rendszerek /mmÁ-NÉR (FEKETE et al. 1997, BÖLÖNI et al. 2003), illetve a Corine felszínborítási térkép élőhelytípusokra finomított változata (CÉT, MOLNÁR et al. 2000). Miközben ezek a rendszerek a kultúrtáj jellemzésére a topográfiai és katonai térképezésekhez hasonló felszínborítási kategóriákat (szántó, szőlő, gyümölcsös, tanya stb.) használnak, a természetközeli táj jellemzésére már sokkal részletesebbek<sup>13</sup>. Ennek köszönhetően a lokális lehetőségekhez való igazítás (főként további egyszerűsítések) után a történeti térképekhez is hozzárendelhetők (vö. NAGY D. 2003, DEÁK 2004, POTTYONDY et al. 2005, BIRÓ et al. 2006, MALATINSZKY 2004, MALATINSZKY és PENKSZA 2004). Az NBmR aktuális térképezéseinél a helyi viszonyokhoz való adaptálhatóság kategóriakombinációk megengedésével és a kötelező szöveges jellemzésekkel válik lehetővé (KUN és MOLNÁR 1999). Ezáltal jelentősen megnövekedik az információgazdagság, mely nagyban segíti az aktuális térkép feltételeinek egyenkénti átkódolását, a rekonstruált élőhelytérkép jelkulcsához való igazítást (BIRÓ et al. 2006).

Mivel az aktuális élőhelytérképpel közös kategóriarendszert a történeti térkép limítja, létrehozásához – az eltérő részletgazdagság miatt – szinte minden esetben az aktuális növényzeti térkép egyszerűsítésére kerül sor (pl. a borókával és galagonyával cserjésedő homokbuckások összevonása, ha a történeti adatok alapján ezek nem választhatók szét). Ez azonban csak a történeti térképek értelmezése után végezhető el, mivel a

<sup>13</sup> A növénytársulások finomfelbontású rendszere helyett viszont a vegetáció tájléptékben is értelmezhető kategóriáit tartalmazza. lásd 1., 2., 3. táblázat

feltöszsevonások olyan információk elvesztését is eredményezhetik, melyek felhasználhatók lennének a történeti térképek botanikai tartalmának bővítéséhez. A rekonstruált élőhelytérképek számszerűsítésének és összehasonlításának lehetőségeit, a táj- és élőhelyátalakulások elemzéseit példázzák DEÁK (2004, 2006), NAGY (2003, 2004), valamint BIRÓ et al. (2006) esettanulmányai Csongrád, Aggtelek, Tokaj és Fülöpháza környékén.

2. *Vegetációátalakulás térképek (folt történeti térképek)*: a rekonstruált élőhelytérképek összemetszésével készülnek (részletesen lásd BIRÓ et al. 2006). Az összemetszett térképek kvantitatív elemzését átmeneti mátrixok is segítik, hasonlóan a vegetációdinamikai kutatásokkal és a megismételt élőhely-térképezésekkel kapcsolatos Markov folyamatok átmeneti mátrixaihoz (FEKETE 1985, HORVÁTH és CSONTOS 1992, FEKETE 1999). A vegetációátalakulás térkép létrehozásakor a legnagyobb nehézséget a keletkezett foltok és folt történet-típusok nagy száma okozza. Fülöpházán például a négy időszak összemetszésekor keletkezett poligonok száma 6435 db volt, melyek között igen sok volt a fél hektárnál kisebb ún. töredékpolygon (BIRÓ et al. 2006). Keletkezésük, elsősorban a korabeli térképek térképészeti pontatlanságaiból, a georeferáláskor adódó kicsiny eltérésekből, illetve magából a táj természetes dinamikájából, folthatárainak fluktuálásából adódott. Az összemetszett történeti térképek által létrejött poligontérkép összesen 1626 féle „folt történettel” rendelkezett, melyet 26 jellegzetes tájálalakulási típusba soroltuk be. Egy ilyen folt történet-típus például: „homoki gyepl homoki gyepl szántó szántó” átalakulás. Az egyes típusok azonos vagy egymáshoz jellegében nagyon hasonló történetű poligonokat foglalják egybe, s ezzel egyúttal a tájra legjellemzőbb folyamatokat képviselik.

3. *Ősiségtérképek*: a vegetációátalakulás térkép egyes kategóriáinak kiemelésével szerkeszthetők (pl. a terület ősi homoki gyepeinek térképe, ősi láprétek térképe stb.).

4. *Predikciós térképek*: a rekonstruált élőhelytérképek sorozatán láthatóvá vált élőhelyátalakulási folyamatok alapján, a jelenlegi táj társadalmi-gazdasági, szociális és természeti folyamatainak kellő ismerete mellett készíthetők el.

### Köszönetnyilvánítás

Mindenekelőtt szeretnék köszönetet mondani a fülöpházi élőhelytérkép sorozat készítésében való együttműködésért Bagi Istvánnak, Papp Orsolyának, Horváth Ferencnek és Révész Andrásnak; Molnár Zsoltnak, aki ötleteivel és szakmai segítségével nagyban hozzájárult a példaként idézett térképek létrehozásához, valamint az aktuális terepi térképezésekben segítkező természetvédő kollégáknak, Széll Antalnak, Tóth Tamásnak, Máté Andrásnak, Bodnár Mihálynak és Sebestyén Zoltánnak. Ugyanígy köszönöm a dévaványai, türkevei, fülöpházi helyi adatközlők segítségét is. További köszönet illeti Jankó Annamáriát és a Hadtörténeti Múzeum Térképtárának összes dolgozóját, a Kalocsai Érseki Levéltár, a Szolnok-megyei Levéltár, a Pest-megyei Levéltár, az Országos Levéltár, valamint számos könyvtár és múzeum dolgozóit, akik mindig lelkesen segítettek a náluk található történeti térképek és írott források hozzáféréséhez.

### Irodalom

- BAGI I. 1994: Összefüggések a területhasználati módok és a potenciális vegetáció között a Tiszaal pári medencében. Botan. Közlem. 81: 112.  
BAGI I. 1998a: *A Botrychium virginianum* (L.) Sw. kunfehértói állományának eredetéről. Kitaibelia 2: 199–208.

- BAGI I. 1998b: A Zürich-Montpellier fitocönológiai iskola lehetőségei és korlátai a vegetáció dokumentálásában. *Tilia* 6: 239–252.
- BAGI I. 1997: A vegetációtérképezés elméleti kérdései. Kandidátusi Értekezés. József Attila Tudományegyetem, Szeged, Növénytan Tanszék.
- BARCZI A., GRÓNÁS V., PENKSZA K. 1996: A tihanyi táj változásai a századforduló óta. (Change of Tihany region in this century). *Agrártörténeti Szemle* 38: 298–316.
- BARCZI A., PENKSZA K., JOÓ K. 2004: Research of soil-plant connections on Kurgans in Hungary. *Ekológia* (Bratislava) 23: 15–22.
- BARTHA S. 2003: A természetvédelmi kezeléseket megalapozó vegetációkutatásokról. Kézirat, Vácrátót.
- BELUSZKY P. 2001: A Nagyalföld történeti földrajza. Dialog Campus Kiadó, Budapest-Pécs.
- BERGLUND B. E. (ed.) 1991: The cultural landscape during 6000 years in southern Sweden. The Ystad Project. *Ecological Bulletin*, 41. Copenhagen.
- BIRÓ M. 1998: A Duna-Tisza köze vegetációja a 18. században. (áttekintő térkép, eredeti méretarány 1: 100 000). In: MOLNÁR Zs. (szerk.) 2003: A Kiskunság száraz homoki növényzete. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 1–30.
- BIRÓ M. 1999: A Dévaványa-Ecsegi-puszták táj- és élőhelytípusai a folyószabályozások előtt. Kézirat, térkép. In: BIRÓ M., SZÉLL A.: A Dévaványa-Ecsegi-puszták botanikai, madártani, tájtörténeti és általános természetvédelmi felmérése és értékelése, a hosszú távú kezelés alapozó kutatása. Jelentés a Körös-Maros Nemzeti Park részére, Szarvas.
- BIRÓ M. 2000: A folyószabályozás hatása a Dévaványai-sík tájálakulására, tájhasználati és növényzeti változásaira. In: FRISNYÁK S. (szerk.): Az Alföld történeti földrajza, Nyíregyháza, pp. 79–92.
- BIRÓ M. 2003: A Gödöllői-dombsíki Tájvédelmi körzet erdő- és tájhasználat-története. Kezelési terv alapozó kutatása a Duna-Ipoly Nemzeti Park részére, Budapest.
- BIRÓ M., SZÉLL A. 1999: A Dévaványa-Ecsegi-puszták botanikai, madártani, tájtörténeti és általános természetvédelmi felmérése és értékelése, a hosszú távú kezelés alapozó kutatása. Jelentés a Körös-Maros Nemzeti Park részére, Szarvas.
- BIRÓ M., ASZALÓS R. 1999a: A foltok lehatárolása és mérete. A térképezés jelkulcsa. In: KUN A., MOLNÁR Zs. (szerk.): Élőhely-térképezés. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kézikönyvsorozat kötetei XI. pp. 47–49.
- BIRÓ M., ASZALÓS R. 1999b: A terepmunka során készített anyagok archiválása, feldolgozása, az élőhely-térképek és a teljes dokumentáció elkészítése. In: KUN A., MOLNÁR Zs. (szerk.): Élőhely-térképezés. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kézikönyvsorozat kötetei XI. pp. 63–74.
- BIRÓ M., MOLNÁR Zs. 1998: A Duna-Tisza köze homokbuckásainak tájtípusai, azok kiterjedése, növényzete és tájtörténete a 18. századtól. *Történeti Földrajzi Füzetek* 5: 1–34.
- BIRÓ M., PAPP O., HORVÁTH F., BAGI I., MOLNÁR Zs., CZÚCZ B. 2006: Élőhelyváltozások az idő folyamán. In: TÖRÖK K., FODOR L. (szerk.): A Nemzeti Biodiverzitás Monitorozás Eredményei I. Élőhelyek, mohák és gombák. KvVM TVH, Budapest, pp. 51–66.
- BIRÓ M., TÓTH T. 1998: A 18–19. század vegetációjának rekonstrukciója az elmúlt ezer év tájhasználatának tükrében a Hármas-Körös mentén. *Crisicum* 1: 18–34.
- BORBÉLY A., NAGY, J. 1932: Magyarország I. Katonai Felvétele II. József korában. Térképszeti Közlöny 2: 35–85.
- BOROS E., BIRÓ Cs. 1999: A Duna-Tisza közti szikes tavak ökológiai állapotváltozásai. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 9: 81–105.
- BÖLÖNI J. 2005: Többszemponútú erdőtipológiai vizsgálatok a Tési-fennsík déli részén. Doktori értekezés. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdészeti és Vadgazdálkodási program, Sopron.
- BÖLÖNI J., KUN A., MOLNÁR Zs. (szerk.) 2003: Élőhely-ismereti útmutató 2.0 (mmÁ-NÉR). Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- CHRISTENSEN, N.L. 1989: Landscape history and ecological change. *Journal of Forest History* 33: 116–124.
- CSENDES L. 1980: Térképhistória. (Map-history) Magvető, Budapest.
- CSORBA P. 1996: Landscape-ecological change of the land use pattern on the east foothill area of Tokaj mountains (Hungary). *Ekologia* (Bratislava) 15: 115–127.
- DARBY H. C. 1962: The problem of geographical description. *Transactions of the Institute of British Geographers* 30: 1–14.
- DEÁK J. Á. 2004: Aktuális és tájtörténeti élőhelytérképezés Csongrád környékén. *Természetvédelmi Közlemények* 11: 93–105.
- DÉNES A., KEVEYNÉ BÁRÁNY I. 2006: A talaj és növényzet kapcsolata, tájváltozás, antropogén veszélyeztettség

- a Dorozsma-Majjai homokhát keleti területén. Tájékológia Lapok 4: 195–210.
- DETREKŐI Á., SZABÓ GY. 1993: Bevezetés a térinformatikába. Nemzeti tankönyvkiadó, Budapest.
- ELEK P. 1937: Gazdaságföldrajzi kutatások Szarvas és Szentés vidékén. A Magyar Társaság Falukutató Intézete Kiadványa.
- ERDŐSI F. 1976: A társadalom hatása a felszínformorzatra, a vizekre és a klímára a Mecsek tágabb környezetében. Kandidátusi értekezés, Pécs.
- ERDŐSI F. 1978: Történelmi források és térképek szerepe a környezetben antropogén hatásra végbement változások vizsgálatokor. Földrajzi Közlemények 2: 118–127.
- FEKETE G. 1965: Erdővegetáció-tanulmányok a Gödöllői dombvidéken (A hűvöskontinentális erdőssztyepp erdőinek összehasonlító növényföldrajzi vizsgálata). Kandidátusi értekezés. Budapest.
- FEKETE G. 1985: A teresztrisz vegetáció szukcessziója: elméletek, modellek, valóság. In: FEKETE G. (szerk.): A cönológiai szukcesszió kérdései. Akadémiai Kiadó, Budapest
- FEKETE G. 1992: The holistic view of succession reconsidered. Coenos 7: 21–30.
- FEKETE G. 1999: A vegetációtérképezés: visszatekintés és hazai körkép. In: KUN A., MOLNÁR ZS. (szerk.): Élőhely-térképezés. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kézikönyvsorozat kötetei XI., Budapest, pp. 91–104.
- FEKETE G., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. (szerk.) 1997: A magyarországi élőhelyek leírása és határozókönyve. A Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Természettudományi Múzeum, Budapest.
- FÉNYES E. 1851: Magyarország Geográfiai Szótára. Pest, Kozma Vazul.
- FIRBÁS O. 1963b: A kalapos király országleírásainak erdészeti forrásértéke a Tanulmányi erdőgazdaság erdőinek tükrében. Az erdő 4: 163–169.
- FIRBÁS O. 1963a: A Sopron megyei erdők helyzete II. József korában. Soproni Szemle 17: 236–241.
- FIRBÁS O. 1975: Szeged város erdőgazdálkodásának történetéből. (Forestry management of the city Szeged) In: KOLOSSVÁRYNÉ (szerk.): Az erdőgazdálkodás története Magyarországon. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 466–489.
- FRISNYÁK S. 1990: Magyarország történeti földrajza. Tankönyvkiadó, Budapest.
- GÁBRIS GY., MICZEK GY. 1999: A földhasználat változása a természeti tényezők függvényében két évszázad alatt egy mezőföldi községben. In: FÜLEKI GY. (szerk.): A táj változásai a Kárpát-medencében. GATE, Gödöllő, pp. 121–126.
- HAJNAL K., KEVEYNÉ BÁRÁNY I. 1987: Geomorfológiai és növényföldrajzi vizsgálatok Kiskunhalas környékén. 2. Alföld Ankét. Békéscsaba, pp. 269–289.
- HAMBURG, S.P., SANFORD, R.L. 1986: Disturbance, Homo sapiens, and ecology. Bulletin of the Ecological Society of America 67: 169–171.
- HARGITAI Z. 1940: Nagykőrös növényvilága. II. A homoki növényközvetkezetek. Bot. Közlem. 37: 205–240.
- HERKE S. 1934a: A szegedi Fehér-tó talajviszonyai. In: SAJÓ E., TRUMMER Á. (eds.): A magyar szikesek. Pátria Nyomda, Budapest, pp. 145–165.
- HERKE S. 1934b: Szódástalajú lecsapolt területeken végzett hasznosítási kísérletek. In: SAJÓ E., TRUMMER Á. (szerk.): A magyar szikesek. Pátria Nyomda, Budapest, pp. 300–347.
- HUSZÁR M. 1822: A Körösök és a Berettyó folyónak, valamint azok kiágazásának hidrográfiája. Országos Levéltár, Budapest.
- HORVÁTH F., CSONTOS P. 1992: Thirty year changes in some forest communities of Visegrad Mts., Hungary. In: TELLER A., MATHY P., JEFFERS J. N. (eds.): Responses of forest ecosystems to environmental changes. London-New York, pp. 481–488.
- ILLYÉS ZS. 1997: Tájváltozási folyamatok Magyarországon. A területhasználat és a tájszerkezet alakulása a honfoglalástól napjainkig. Kandidátusi értekezés. Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem, Tájvédelmi Tanszék, Budapest.
- JAKUCS L. 1982: Az árvizek gyakoriságának okai és annak tényezői a Tisza vízrendszerében. Földrajzi Közlemények 3: 212–235.
- JUHÁSZ NAGY P. 1979: A természetbúvár reneszánsza? In: JUHÁSZ NAGY P. 1993: Természet és Ember. Gondolat, Budapest, pp. 19–25.
- JANKÓ A. 1990: Magyarország topográfiai térképezései 1863–1950. Doktori értekezés.
- KEVEY B. 1995: Adatok a bükk (*Fagus sylvatica* L.) alföldi elterjedéséhez az atlanti kortól napjainkig. Bot. Közlem. 82: 9–23.
- KIRÁLY G. 1999: Táj- és erdőtörténeti adatok felhasználásának lehetőségei és jelentősége vegetációértékelési és erdőművelési kérdések tisztázásában. Doktori Szigorlati Dolgozat. Erdészeti és Faipari Egyetem, Sopron.

- KIRÁLY G. 2001: A Fertőmelléki-dombsor vegetációja. *Tilia* 10: 181–357.
- KISS F. 1944: Harc az elemi csapásokkal a Duna-Tisza közti homokterületen. *Erdészeti Lapok* 83: 1–108.
- KLINGHAMMER I. 1997: A magyar térképészet Lázár deáktól napjainkig. *Magyar Tudomány* 9: 1037–1056.
- KONKOLYÉ GYÚRÓ É. 1990: A tájpotenciál és a tájhasználat összefüggései a Zempléni-hegységben. Kandidátusi értekezés.
- KONKOLYÉ GYÚRÓ É. 1994: Tájértörténeti feltárás a tájvédelem szolgálatában a tokaj-hegylajai borvidék példáján. *Észak- és Kelet-Magyarországi Földrajzi Évkönyv*, pp. 209–214.
- KONKOLYÉ GYÚRÓ É. 1998: A tájpotenciál hasznosításának történeti változása a Zempléni-hegységben (18–19. század). In: FRISNYÁK S. (szerk.): *A Felvidék történeti földrajza*, Nyíregyháza, pp. 403–409.
- KORSÓS Z., KOVÁCS T., PÉCSI T. 2001: A Rákosi vipera. *Fővárosi Állat- és növénykert*. Budapest.
- KOVÁCS J. 1998: A Vindornya-láp aktuális vegetációja és élőhelyrekonstrukciós vizsgálata. *Kanitzia* 6: 57–88.
- KUN A., MOLNÁR Zs. 1999: Élőhely-térképezés. *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kézikönyvsorozat kötetei XI.*, Budapest.
- LERNER J. 1992: Térképészeti alapismeretek. *ELTE*, jegyzet.
- LUKÁCS A., SZIGETVÁRI Cs., BOTOS I., RÉV Sz. 2004: Tájértörténeti vizsgálatok és a tájrehabilitáció lehetőségei a Nyírségben. Ifjú Botanikusok Baráti Köre és az E-misszió Természet és Környezetvédelmi Egyesület, Nyíregyháza.
- MAGYAR E. 1975: Az erdészettörténeti kutatás módszertani kérdéseiről. *Kézirat*.
- MAJER A. 1988: *Fenyves a Bakonyalján*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MALATINSZKY Á. 2001: Botanikai értékek és tájhasznosítási formák kapcsolata a Putnoki-dombságban. *Tájökológia Lapok* 2: 65–76.
- MALATINSZKY Á., PENKSZA K. 2004: Traditional sustainable land use towards preserving botanical values in the Putnok hills (South Gömör, Hungary). *Ökológia (Bratislava)* 23: 205–212.
- MARGÓCZI K. 2001: A vegetációtan természetvédelmi alkalmazása. *Doktori Értekezés*. Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, Szeged.
- MOLNÁR G. 2003: *A Tiszánál*. Ekvilibrum Kiadó, Budapest.
- MOLNÁR Zs. 1997: The land-use historical approach to study vegetation history at the century scale. In: TÓTH E., HORVÁTH R. (eds.): *International conference on Research, Conservation, Management*. Aggtelek, Conference Proceedings. pp. 345–354.
- MOLNÁR Zs. 1998: Interpreting present vegetation features by landscape historical data: An example from a woodland-grassland mosaic landscape (Nagykörös-wood, Kiskunság, Hungary). In K. J. KIRBY., C. WATKINS (eds.): *The Ecological History of European Forests*. CAB International, pp. 241–263.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M. 1995a: A Cserebökényi-puszták Tájvédelmi Körzet és környéke kezelési-fenntartási tervet megalapozó botanikai, madártani és általános természetvédelmi értékelése, Körös-Maros vidéki Természetvédelmi Igazgatóság, Szarvas.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M. 1995b: A kardoskúti Fehér-tó Természetvédelmi Terület kezelési tervet alapozó botanikai felmérése és természetvédelmi értékelése, Körös-Maros vidéki Természetvédelmi Igazgatóság, Szarvas.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M. 1996: A Pitvarosi-puszták és környékük vegetáció- és tájtörténete a Középkortól napjainkig. *Natura Bekesiensis* 2: 65–97.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M. 1997: Vegetation history of the Kardoskút area (SE-Hungary) I.: History of the steppes from the Middle Ages to the present. *Tiscia* 30: 15–25.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M. 2001: A tervezett Dél-érjegi Tájvédelmi Körzet botanikai és tájtörténeti felmérése és értékelése. *Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága részére*, Kecskemét.
- MOLNÁR Zs., BORHIDI A. 2003: Continental alkali vegetation in Hungary: syntaxonomy, landscape history, vegetation dynamics, and conservation. *Phytocoenologia* 21: 235–245.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M. és BÖLÖNI J. 1999: Az élőhelytérképezés előkészítése. In: KUN A., MOLNÁR Zs. (szerk.): *Élőhely-térképezés*. *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kézikönyvsorozat kötetei XI.* pp. 23–39.
- MOLNÁR Zs., BODNÁR M., BIRÓ M. 1996: A Borsodi-Mezőség Tájvédelmi Körzet kezelési terve, Bükk Nemzeti Park Igazgatósága, Eger.
- MOLNÁR Zs., BARTHA S., SEREGÉLYES T., ILLYÉS E., TÍMÁR G., HORVÁTH F., RÉVÉSZ A., KUN A., BOTTA-DUKÁT Z., BÖLÖNI J., BIRÓ M., BODONCZI L., DEÁK JÓZSEF Á., FOGARASI P., HORVÁTH A., ISÉPY I., KARAS L., KECSKÉS F., MOLNÁR Cs., ORTMANN-NÉ AJKAI A., RÉV Sz. 2006: Concept, Development and Standardisation of a Hexagon Grid Based, Multi-layered, Landscape Ecological Field Vegetation Mapping (MÉTA-method). *Folia Geobotanica* (submitted)
- MOLNÁR Zs., BÖLÖNI J., FORGÁCH B., KEVEY B., KÓSA G., FRÁTER E., KERTÉSZ É., KIRÁLY G., LOCSMÁNDI Cs., LÓKÖS L., PAPP B., BIRÓ M., PÁSZTOR E., RÉDEI T., RÉTHY Zs., TÍMÁR G., VASAS G., VIRÓK V. 1998a:



- A Fekete- és Fehér-Körös menti keményfás ligeterdők történeti, erdészeti és botanikai értékelése, jövőbeni természetvédelmi kezelésének koncepciója. Kutatási jelentés, KMNP, Szarvas.
- MOLNÁR ZS., BÖLÖNI J., FORGÁCH B., MOLNÁR A., FRÁTER E., KERTÉSZ É., KIRÁLY G., KÓSA G., BIRÓ M. 2000: A Békamegyeri Fás-pusztta növényzetének története és mai állapota. Javaslatok a természetvédelmi kezeléshez. Kutatási jelentés a Körös-Maros Nemzeti Park részére, Szarvas.
- MOLNÁR ZS., BÜTTNER GY., TARACSAK G., RÉVÉSZ A., HORVÁTH F. 2001: CORINE Élőhely-térképezés (CÉT) 1:50 000. GIS adatbázis. MTA ÖBKI – FÖMI, Vácrátót, Budapest.
- MOLNÁR ZS., HORVÁTH F., KERTÉSZ M., KUN A. 1998b: A vegetáció térképezésének objektivitása. *Kitaibelia* 3: 307–308.
- NAGY A., PENKSZA K. 2006: Élőhely-értékelési lehetőségek dél-tiszántúli és veresegyházi területeken természetességi mutatók alapján. *Tájökológiai Lapok* 4: 115–125.
- NAGY A., BALOGH Á., PENKSZA K. 2005: Összehasonlító élőhely vizsgálatok dél-tiszántúli és veresegyházi területeken a természetességi állapotok alapján. IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványkötete. pp. 307–311.
- NAGY D. 2003: Táj történeti kutatások a Gömör-Tornai-karszton I. A történelmi táj rekonstrukciója az ANP környezetében az I–III. Katonai Felmérések alapján. Kutatások az Agteleki Nemzeti Parkban. ANP Füzetek, Jósvald.
- NAGY D. 2004: A történeti tájhasználat és felszínborítás rekonstrukciójának lehetőségei archív térképek feldolgozásával. Környezetvédelmi Értékelési Program Pályázati tanulmányok 2003–2004. TVH, Budapest.
- NAGY G. 2006: A Péteri-tó Természetvédelmi Terület mezőgazdasági hasznosítása és természetvédelmi szempontú kezelése. Diplomamunka, Mosonmagyaróvár.
- NOVÁK T. J. 2005: A vegetáció-változások értékelésének módszertani nehézségei – sziki gyepek vizsgálata alapján. *Debreceni Földrajzi Disputa. Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék. Debrecen* pp. 143–155.
- OROSZI S., BÖLÖNI J. 2002: Az erdőállomány történetére vonatkozó adatok felkutatása. In: HORVÁTH F., BORHIDI A. (szerk.): A hazai erdőrezervátum kutatás célja, stratégiája és módszerei. Természet-BÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 99–107.
- OROSZI V. GY., KISS T. 2004: Környezeti változások vizsgálata a Maros hullámterének hazai szakaszán, az 1800-as évektől napjainkig. In: FÜLEKY GY. (szerk.): Tájváltozások a Kárpát-medencében. Környezetkímélő Agrokémiáért Alapítvány, Gödöllő, pp. 357–361.
- ORTMANN-NÉ AJKAI A. 1999: Vízrendezés és a táj átalakulása a Drávamenti-síkságon. In: FÜLEKY GY. (szerk.): A táj változásai a Kárpát-medencében. GATE, Gödöllő, pp. 381–384.
- PETIK A. 1784: Békés-vármegye leírása. Reprint Kiadás, 1961, Erkel Ferenc Múzeum, Gyula.
- PENKSZA K., BARCZI A., NÉRÁTH M., PINTÉR B. 2003: Hasznosítási változások következtében kialakult regenerációs esélyek a Tihanyi-félsziget gyepeiben az 1994 és 2002 közötti időszakban. *Növénytermelés* 52: 167–184.
- PESTY F. 1864: Békés megye helynévtára. In: JANKOVICH B. D. 1983: Békés megye Pesty Frigyes helynévgyűjtésében. Békéscsaba.
- PETERKEN G., GAME M. 1984: Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. *Journal of Ecology* 72: 155–182.
- PICKETT S. T. A., PARKER V. T., FIEDLER P. L. 1992: The new paradigm in Ecology: Implications for conservation biology above species level. In: FIEDLER P. L., JAIN S. K. (eds.): *Conservation biology*. Chapman and Hall, New York, London.
- PICKETT, S.T.A. 1991: Long-term Studies: Past Experience and Recommendations for the Future. In: GISSER, P. G. (ed.): *Long-term Ecological Research*. SCOPE, John Wiley and Sons.
- POTTYONDY Á., HORTOBÁGYI T. C., PENKSZA K. 2005: A Pannónhalmi Világörökségi terület természetvédelmi hasznosítása, különös tekintettel a botanikai értékekre. IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványkötete. pp. 329–334.
- RACKHAM O. 1994: *History of the Countryside*. Weidenfeld and Nicolson, London.
- RACKHAM O. 2000: *The history of the countryside*. Phoenix press, London.
- RAKONCZAY J. 1988: Az emberi tevékenység környezetre gyakorolt hatásainak vizsgálati lehetőségei alföldi példák. *Alföldi Tanulmányok* pp. 59–77.
- RAPAICS R. 1918: Az Alföld növényföldrajzi jelleme. *Erdészeti Kísérletek* 21: 1–164.
- REED M. (ed.) 1984: *Discovering Past Landscapes*. Croom Helm, London-Canberra.
- RUPRECHT E. 1999: A lápi vegetáció múltja és jelene a kolozsvári Malom-völgyben. *Múzeumi Füzetek* 8: 110–116.
- SEREGÉLYES T., CSOMÓS Á. 1995: Hogyan készítsünk vegetációtérképeket. *Tilia* 1: 158–169.



- SHEAIL J. 1983: The Historical Perspective. In: WARREN A., GOLDSMITH F.B. (ed): Conservation in perspective. John Wiley and sons Ltd, pp. 315–328.
- SIPOSS V., KISS F. 2002: Living in the nature. WWF Hungary, Budapest.
- SOÓ R. 1935: A pusztuló bátorliget. Természettudományi Közöny 67: 14–21.
- STANDOVÁR T., TÓTH Z., SIMON T. 1991: Vegetation of the Bátorliget Mire Reserve. In: MAHUNKA S. (szerk.): The Bátorliget Nature Reserves – after forty years. Studia Naturalia 1:1, Hungarian Natural History Museum, Budapest.
- SZABÓ A., RUPRECHT E. 2004: Tájérténet és botanika egy észak-mezőszégi terület példáján. In: FEKETE A. (szerk.): Az erdélyi táj kérdései. Művelődés, Kolozsvár, pp. 95–101.
- SZABÓ M., TÍMÁR G., GYŐRI H. 2004: A Csicsói-holtág (Alsó-Csallóköz) kialakulása és fejlődése – a tájhasználat és a vizes élőhelyek változásai. Tájökológiai Lapok 2: 267–286.
- SZABÓ P. 2003: Woodland and forests in Medieval Hungary. PhD Dissertation in Medieval Studies, CEU, Budapest.
- SZÖVÉNYI P. 1997: A kőszegi lápok és az őket körülvevő területek. Tilia: 274–276.
- SZMORAD F. 1997: A Soproni-hegység vegetációtérképezésének problémái és kezdeti eredményei. Kitaibelia 2: 305–306.
- TÍMÁR G. 2002: A Vendvidék erdeinek értékelése új nézőpontos alapján. PhD értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron.
- TÍMÁR G., ÓDOR P. 2002: Az őrségi Tájvédelmi Körzet erdőinek története. Kanitzia 10: 110–116.
- TINYA F., TÓTH Z. 2005: A Bátorligeti ősláp Természetvédelmi Terület vegetációja és annak változása az elmúlt 15 év során. Tájökológiai Lapok 3: 99–117.
- TINYA F., TÓTH Z. 2006: Tájérténeti vizsgálatok a Bátorligeti ősláp Természetvédelmi Területen és környékén. Természetvédelmi Közlemények. (nyomtatás alatt)
- TÓTH Z. 2004: A Kerca-patak melléki rétek jelene és múltja (esettanulmány a természetvédelmi célú kezelések megalapozásához). Tájökológiai Lapok 2: 313–339.
- TÜRKE I., VARGA A., BIRÓ M., HORVÁTH D. 2006: Az elmúlt 250 év tájérténeti eseményei a Közép-Tisza vidékén. Környezettörténet 2006 konferencia előadásainak összefoglalói. ELTE, Hantken Kiadó, Budapest, pp. 94–95.
- VAJK Ö. 2004: A Közép-Tisza hullámterének változása 220 év térképei és mérései alapján. In: FÜLEKY GY. (szerk.): Tájváltozások a Kárpát-medencében. Környezetkímélő Agrokémiáért Alapítvány, Gödöllő, pp. 281–283.
- VIDÉKI R. 1993: A társadalmi beavatkozások hatása a Duna-Tisza köze geomorfológiai, vízrajzi, növényzeti viszonyaira. Kézirat, Kiskunfélegyháza.
- WHITNEY G. 1994: From Coastal Wilderness to Fruited Plain. Cambridge University Press. Cambridge.

# RECONSTRUCTIONS OF HISTORICAL VEGETATION BY THE METHOD OF „TEACHING” MAPS

M. BIRÓ

H-2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4., e-mail: mariann@botanika.hu

**keywords:** vegetation map, landscape pattern changes, historical map, reconstructed vegetation map

Use of historical maps is widespread in our time for the examinations of landscape pattern changes. These maps however are only applicable for reconstructing past vegetation patterns and vegetation types with further interpretations of land use and land cover types. Possibilities for reconstructions of past habitat maps were examined in this article, and a new method was demonstrated with which much better resolution could be reached from botanical point of view. The method is based on the comparison and precision (training) of historical maps, written and verbal data.

## KÍSÉRLETEK A SELYEMKÓRÓVAL FERTŐZÖTT TERMÉSZETKÖZELI GYEPEK MENTESÍTÉSÉRE I.

BALOGH ÁKOS<sup>1</sup>, PENKSZA KÁROLY<sup>2</sup>, BENÉCSNÉ BÁRDI GABRIELLA<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Fővárosi és Pest Megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálat  
2100 Gödöllő, Kotlán Sándor u. 3.

<sup>2</sup>Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék  
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1. e-mail: acoska@freemail.hu

**Kulcsszavak:** özönnövény, természetesség, selyemkóró, védekezés

**Összefoglalás:** Jelen közleményben egy igen elterjedt, vegyes megítélés alá eső invazív növényről, a selyemkóróról (*Asclepias syriaca*: vaddohány, selyemfű, papagájvirág) közlünk adatokat biológiájával és az ellene való védekezés lehetőségeivel kapcsolatban szántóföldi kísérleti tapasztalatok alapján. Ezen túl Körös-Maros Nemzeti Parkban való elterjedéséről, és ezen kezdetleges inváziós centrumokról közlünk adatokat. A kapott eredmények révén pedig megtervezhetjük a Körös-Maros Nemzeti Park területére betört közel 200 *Asclepias*-folt elleni beavatkozásainkat, hogy a terület jelenlegi természetességi állapotát a továbbiakban is fenntarthatjuk. Botanikai vizsgálatainkat Biharugra környéki legelőkön és kaszálókon, valamint azok körzetében végeztük. A cönológiai vizsgálat alapján kiderült, hogy a természetes gyepek folyamatosan alakulnak át antropogén vegetációkká, elsősorban az állatok szálláshelyének közelében. A veszélyes gyomok visszaszorítása, főleg amíg lehetséges fontos feladat. A kultúrterületeken való irtását elsősorban adekvát agrotechnikával, másodsorban a talajműveléssel és a mechanikai beavatkozásokkal összehangolt, szisztematikus, évről évre végzett állománygyérítő vegyszeres kezelésekkal kell megkísérelni. A legegyszerűbb és legolcsóbb a megelőzés: a még mentes területeken a magról történő megtelepedés, valamint a kezdeti selyemkóró sarjtelepek megjelenése esetén azok minél gyorsabb felszámolása. Emellett az intenzív talajművelésen és a mechanikai beavatkozásokon kívül a sűrű tőállású, pillangós takarmánynövények, valamint a legelő – intenzív kaszálás mellett – segítenek leginkább a fertőzés visszaszorításában. A védekezési eljárásokat évekre kell megterveznünk, hogy a megfelelő időben történő bolygatással vagy éppen a vegyszerezéssel a gyökérrügyek folyamatos kihajtását indíkaljuk, ez ugyan pillanatnyilag a selyemkóró felszaporodásához vezethet, a gyakori beavatkozás ugyanakkor ezzel ellentétesen – a gyökérzet tápanyagtartalmának csökkentése révén – a már kialakult sarjtelepek gyengülését fogja eredményezni. Egyszerű kultúrában szántóföldön és gyepeken a bentazon és dikamba valamint a triklópyr és fluroxipir kombinációk és bizonyos szulfonil-karbamidok – természetesen kissé emelt dózisban – bizonyultak az ellene legeredményesebb hatóanyagoknak. A szántóföldi kultúrákban alkalmazott további herbicidek az évelő sarjak ellen alig hatásosak. A herbicideket akkor kell alkalmazni, amikor az asszimiláták a gyökérhez szállítódnak (a virágképződést megelőzően, illetve ősszel, a téli dormancia előtt). Az idősebb hajtások lefelé, a fiatalok a gyökérszettől elfelé mozgatják a tápanyagot. A ruderalis területeken van a legtöbb lehetőség a selyemkóró vegyszeres irtására, hisz a kevésbé szelektív készítményeket is bevetethetünk. Ugyanakkor, a legtöbb esetben már régóta bolygatatlan sarjkolóniák ellen nehezebb is eredményt elérni.

### Bevezetés

A vizsgált Berettyó menti területek védett természeti területek, de ezen részeken is folyik gazdálkodás, amely kezelésként is tekinthető, hogy a területek régi arculata fennmaradjon. Ezeken a helyeken össze kell hangolni a mezőgazdasági hasznosítási és a természetvédelmi célokat is. A „kezelés” során viszont néhány veszéllyel számolni kell. A gazdálkodási formák elsősorban a legeltetés, illetve kaszálóként való használat. Ebben a folyamatban fontos feladat, hogy a legelő biomasszája, és a lekerülő széna jó minőségű legyen. A helytelen mezőgazdasági művelés miatt vagy a legelőn a túllegeltetés is veszélyeket rejt (pl.: taposás) arra is figyelniünk kell, hogy milyen változások figyelhetők meg, pl. amikor egyes gyomnövények: *Amaranthus retroflexus*, *Chenopodium album*,

keresztesvirágú gyomok felszaporodnak, amelyek akkumulálni képesek a nitrátot (MÉZES 1993), a széna és a legelt zöld takarmány is komoly veszélyekkel fenyegethet, mint a mérgező gyomok jelenléte. A gyepek összetételét tekintve pedig az invazív, kompetitor fajok megtelepedése és felszaporodása ezen védett gyepeken komoly problémát okoz a Nemzeti Park szakembereinek is. A vizsgált területeinken a kaszálók többlet nitrát bevétele nem jellemző, viszont a túllegetetés sok helyen felléphet. Vizsgálatainkat így, ezen térszínekre is végeztük. Az utóbbi években egyre jobban elterjedt a már meglévő természetes gyepterületek legeltetési hasznosítása is. Ezzel együtt utat, de jelenleg csak lehetőséget adva a selyemkóró foltokban történő megtelepedésére. Ugyanakkor kidolgozásra kerültek különböző gyeppjavítási eljárások (BARCSÁK et al. 1979), viszont ezen módszerek a védett területeken nem vagy csak nagyon körültekintően alkalmazhatók.

Az inváziós- vagy özönnövények olyan, hazánkban nem őshonos növényfajok, melyek az emberi kultúrából kiszabadulva tömegesen terjednek és hatékonyabb növekedésük révén az elfoglalt új élőhelyekről az eredeti, rendszerint őshonos növénytakaró alkotóit kiszorítják. Eredetüket tekintve éppúgy lehetnek véletlenül behurcolt növények, mint ahogy a „kultúrszökevények”-nek nevezettek is szép számmal képviseltetik magukat, melyeket az ember termesztés céljából hozott be. Az emberi kultúra által alaposan átformált tájban a szigetszerűen fennmaradt természetközeli növénytakaróban komoly veszélyt jelentenek az inváziós növényfajok, mivel azok tájidegenek, agresszíven és nagy tömegben terjednek, jó alkalmazkodó-, tűrő-, szaporodóképességük révén elfoglalják a természetes (vagy az ember által létrehozott) élőhelyeket, majd módosítják és veszélyeztetik azok stabilitását, fennmaradását, és ezáltal ökológiai, gazdasági és egészségi károkat okoznak. Az invazív fajok jelentős része szándékos betelepítés eredményeként jelenik meg új hazájában. Szintén növeli megjelenésük – és ezzel későbbi károkozásuk – veszélyét a művelés alól kivont degradált és magára hagyott területek utóbbi időben való nagyarányú felszaporodása. A hatalmas gyommag produkció nagy területeket képes befertőzni és az őshonos fajok kiszorításával élővilágukat elszegényíti. Így lepte el a Nyugat-Dunántúl vízmelléki területeit pl. a kúpvirág, a bíbor nyenyúlhozám, a Tiszántúlt a keserű édesgyökér, a gyalogakác, az egész országot a kanadai aranyvessző, a süntők, a japánkeserűfű, homokpusztáinkat előzönlötte a selyemkóró, és a híradásokban egyre többen szereplő hiperallergén parlagfű.

### A selyemkóróról

Dodonaeus 1618-ban még *Apocynum canadense* néven említi. Tudományos neve azóta többször is változott: CORNUT 1635-ben megjelent tanulmányában *Apocynum maius syriacum rectum* néven különítette el az *Apocynum minor syriacum rectum*-ként megjelölt fajtól, mai nevén *Asclepias incarnata*-tól. A valójában Észak-Amerikából származó *Asclepias* fajokat tehát tévesen azonosította az *Apocynum* genussal, így CLUSIUS által Palesztinában meglett *Apocynum (Asia) minor*-ral. Gronovius a selyemkórót 1739-ben a Flora Virginica-ban már *Asclepias erecta*-ként szerepeltette. Röviddel ezután Linné a fentebb leírt szerzőkre hivatkozván sorolta be *Asclepias syriaca* néven, ami tehát nem a növény származására utal.

A faj őshazája tehát Észak-Amerika keleti síkságai, az északi szélesség 35–50° és a nyugati hosszúság 60–103° közé tehető – itt megtalálható ugyanúgy a nedves és száraz, mint a hideg és a meleg együttes előfordulása –, ahol már az 1800-as évek közepétől

problémás gyommá vált az egyes helyeken. Európába 1629-ben került át először dísznövénként, majd pedig egyéb hasznosítható tulajdonságait felismerve mézelő, illetve ipari növényként, ezzel hódítva meg sorban kontinensünk országait a nyugati részekről a Kaukázusig és a Balti tengerig, beleértve a Kárpát-medencét is. A faj későbbi magyarországi elterjedését nagyban segítette, hogy az egyébként is dekoratív növénynek sokoldalú hasznosíthatóságot tulajdonítottak, így termesztésére 1871-ben a Földművelésügyi Minisztérium rendelete alapján hazai gazdasági tanintézetek kísérleteket végeztek, majd az 1880-as években – kaucsuk tartalmának kinyerése céljából – ismét termesztetni kezdték. Miután a növény nem váltotta be a hozzá fűzött reményeket, szántóföldi termesztésével fölhagytak, de a termesztésből visszamaradt, majd elvadult állományai inváziós centrumokként működtek, az azokból szétterjedő növények később jelentős károkat okoztak.

A selyemkóró elterjedését már nagyon részletesen említi HEGI (1935), majd jó négy évtizeddel később TUTIN et al. (1972), BHOWMIK és BANDEEN (1976), HOLM et al. (1979), hazai viszonylatban gyomnövényként az erdészek figyelték fel rá először VLASZATY (1957), majd KÖRÖSMEZEI (1983), KARAMÁN (1984), VARGA (1987), DELLEI és NÉMETH (1996), DANCZA (1999), valamint BAGI (1999) is ismertetik. Vegetatív növekedéséről EVETTS és BURNSIDE (1973b, 1974), VARGA (1987), HUNYADI és VARGA (1988), BAGI és SZILÁGYI (1996), produkcióbiológiájáról – növekedési analízis vizsgálatok eredményei alapján – VARGA és LOVÁSZ (1988) közöltek részletes és értékes adatokat.

Az Újvárosi Miklós nevéhez fűződő országos szántóföldi gyomfelvételezés adatai közül az első felvételezés idején még nem szerepelt a gyomnövények között. A második országos gyomfelvételezés során is csak Tolnában és Bács-Kiskun megyében találták meg (tarlón 0,0028 %, kukoricában 0,003 % borítást regisztráltak). 1985-ben országosan összesen már mintegy 32000 ha-on volt jelen.

A „12 veszélyes gyomnövény” 1989. évi felvételezési adatai szerint már mintegy 16000 ha-t fertőzött a szántóföldi kultúrákban, jelentős területeken fordult elő erdő-, gyümölcs- és szőlőültetvényekben, illetve ruderaliákon. A legfertőzöttebb megyéknek akkor sorrendben Bács-Kiskun, Tolna, Jász- Nagykun-Szolnok, Somogy és Pest bizonnyultak (VARGA 1987).

A III. Országos gyomfelvételezéskor 113., a IV. Országos gyomfelvételezéskor 91. helyet foglalta el a fontossági sorrendben, az egyesített őszi búza + nyárutói kukorica gyomfajai közötti 0,0081%, illetve 0,0163 % borítással. Hazai terjedését és ennek jelentőségét VARGA (1998) tárgyalja.

A 2002-es országos felmérés szerint a selyemkóró fertőzöttség az észlelési szintű előfordulást is figyelembe véve több mint 200000 ha-t érint.

A növény cönológiájáról többek között BOROS (1947), SOÓ (1966), BHOWMIK és BANDEEN (1976), valamint BAGI és SZILÁGYI (1995) közölnek adatokat.

Az *Asclepias* fajok közül hazánkban gyomként csak a selyemkóró fordul elő (BAGI 1999). KOROKNAI (1995) nem javasolja kertekbe való ültetését, mert veszélyes gyommá válhat. BAGI (1999) szerint az *Asclepias* fajok közül a selyemkórón kívül Európában csak az *Asclepias curassavica* spanyolországi kivadulása ismert. A télálló *Asclepias* fajok kertészetekben való előfordulásában potenciális veszélyt lát, s a kertészek ez irányú felelősségét hangsúlyozza.

A termést összefogó tüszőburok felnyílása után a magok szeptember-október folyamán szőrffüggelékeik segítségével szél és víz útján terjednek. Az érést követően dormanciában vannak – OEGAMA és FLETCHER (1972) szerint 90%-ban – amely különböző

hatásokra (hideg, vegyi anyagok, maghéj megsértése) megszakadhat (VALACHOVIC 1991), illetve tavasszal magától megszűnik.

Magjainak csírázása április közepétől május közepéig tart, melynek feltétele a 15 °C feletti hőmérséklet, valamint a magok legalább 0,5–1 cm talajjal való fedettsége, ugyanis a felszínen egyáltalán nem csíráznak. 2–3 héttel a csírázást követően már évelővé válnak, tehát már igen korán komoly regenerálódó képességgel rendelkezik így az esetlegesen elvesztett hajtását képes a gyökér felső harmadában lévő új rügyek képződésével pótolni. Ezen rügyek kihajtása normál esetben csak az első éves növekedési szakasz vége felé – valamint az említett hajtás eltávolításakor, megsértésekor – indul meg.

Ez a főhajtás domináns szerepét bizonyítja (EVETTS és BURNSIDE 1972a, BHOWMIK és BANDEEN 1976). A selyemkóró a csírázás évében már nem virágozik, ehelyett komoly gyökérrendszert hoz létre, a felszín alatt terjeszkedik (ULMANN 1951, EVETTS és BURNSIDE 1973a, BAGI 2004). A növény gyökérrendszerén nagyszámú, másodlagos, életképes rügy helyezkedik el, melyek télen dormanciában vannak. Nagy részük mindaddig alvó rügy marad, míg a körülmények elő nem segítik aktiválódásukat. Tavasszal az oldalgyökereken egy-egy rügy életre kel, majd hajtást fejleszt. A rügydormancia fokozódása a gyökérrendszer cukortartalmának őszi növekedésével mutat összefüggést.

A darabolás a szaporítógyökerek kihajtását gátolja, lassítja, viszont a sarjak számát egyidejűleg igencsak megnöveli. (GROH 1943, BHOWMIK és BANDEEN 1976) A gyökér-növekedés július-augusztusban kezdődik és szeptember közepéig tart, amikor a legtöbb sarj elöregszik, majd a tél folyamán elhal. A növény szaporítógyökerei 10–40 cm mélyen haladnak a talajban, de akár 1 m-re is lehatolhatnak (BHOWMIK és BANDEEN 1976). A vízkereső gyökerek 4 m mélységben is megtalálhatók (ULMANN 1951). A sarjak kihajtása akár 2,5 cm-nél rövidebb gyökérdarabból és 120–150 cm-es talajmélységből is bekövetkezhet – írja tanulmányában EVETTS és BURNSIDE (1974), akik szerint a gyökérrendszer évi terjedési sugara elérheti a 3 m-t. VLASZATY (1967) gyökérfeltárási kísérlet során egy kolónián belül 33,36 m hosszúságú gyökérrendszert mért, 40 föld feletti hajtást számolt meg.

Az ún. szülőgyökér legtöbbször kettő vagy három növekedési ciklust él át – természetesen a talaj minőségétől és a talajművelés gyakoriságától függően. A növény biológiájának legfőbb jellemzője ez a sajátos regeneratív-, illetve reprodukzív képesség, a sarjtelep- (polykormon) képző tulajdonság, amit a selyemkóró esetében laza sarjtelepnek (polycormon laxum) hívunk.

A polykormon-képzés legintenzívebb az ember által bolygatott területeken és szélsőséges klímaingadozások idején, kedvezőtlen generatív szaporodási feltételek között segít a faj túlélésében (BAGI 1999).

A földfeletti hajtások ősssel elhalnak, ha a képző gyökér felszínhez közeli, ugyanakkor viszont csak a felső rész hal el, ha az mélyről tör elő. Kezdetben – a vegetációs időszak első felében – a tartalék tápanyag egy része mobilizálódik a vegetatív részek fejlődését segítendő, majd a termésképződés időszakától a tartalék tápanyagképzéssel egyidejűleg a szállítás a gyökérrendszer irányába fordul.

Különböző foltok vizsgálatában VALACHOVIC (1989) azt a megállapítást tette, miszerint a vegetatív szaporodás árnyékban erőteljesebb volt, mint a tartósan napnak kitett területeken.

A növény allogám és nagymértékben önsteril. Az önmegporzás gátlásának jellegzetes esete áll fenn, mivel a porzók és a bibefej térbeli elhelyezkedése szinte lehetetlenné teszi az autogámiát (KÁRPÁTI et al 1968). KEPHART (1981) kísérleteiben a mesterséges önbeporzás 4%-os eredményt adott. Szerinte a selyemkóró más *Asclepias* fajokkal való kereszteződésének kicsi a lehetősége.

A virágzás – mely júniustól augusztusig tart – a virágzaton alulról felfelé halad, egy-egy virágzat minden virága kb. 2–3 nap alatt, valamennyi virágzat kb. egy hét alatt nyílik ki. A virágoknak kevesebb, mint 1%-ából lesz termés (PLOTNIKOVA 1933). A virágzás és az életképes magprodukció közötti minimális idő 5–6 hét – írja BHOWMIK és BANDEEN (1976), akik vizsgálatukban a nyílást követő 10–12 nap múlva elpusztult virágok nagy számára és a megmaradtak 2–4%-ából kifejlődött érett ikertüszők igen kis számára hívják fel a figyelmet.

DOYON (1960) megfigyelése szerint a megporzást darazsak, vadméhek és poszméhek végzik. Hazánkban valószínűleg a házi méhek a legfőbb megporzók (HORVÁTH 1984, BAGI 1999). Mint az *Asclepiadoideae* alcsaládba tartozó más fajok, úgy a selyemkóró is a rovarmegporzáshoz való alkalmazkodás legmagasabb szintjén áll, virágszerkezetük a kétszikűek között a legbonyolultabb felépítésű (DANERT et al. 1981). Beporzáskor a transzlátor fogóteste beleakad a rovarok lábába, amelyek – amennyiben elég erősek – kiszakítják a fogótestet, s ezzel együtt a polliniumot is. A következő virágon a pollinium annak bibefelületéhez jut és ott leválik a rovar lábáról. A nem teljesen egészséges méhek esetenként nem tudják kiszakítani a fogótestet, lábuk beszorul, és a virágon elpusztulnak (SOÓ és JÁVORKA 1951, PÉTER 1975).

A virágszerkezetről és a pollinium megtapadásról MORGAN és SCHOEN (1997) közöltek adatokat, kísérleti, mérési eredményeket, míg a termésképzés részletes leírása PEARSON (1948) nevéhez fűződik.

Egy száron átlagosan 5,1–6,3 db termést (tüsző, ikertüsző) találtak (SAUER és FEIR 1974, EVETTS és BURNSIDE 1973c, Horváth 1984), de egyes adatok alapján 16 db is (HORVÁTH 1984) előfordulhat egy-egy sarjon. Tüszőnként átlagosan 220 db (EVETTS és BURNSIDE 1973c), hazai vizsgálatok alapján 160–180 db (HORVÁTH 1984) mag található, melyek jelentős hányada (10–30%) léha. A magtömeg és az életképesség megőrzése között összefüggést CSONTOS (2005) nem tudott kimutatni. Vizsgálataiban a hosszan tárolt magvaknál tapasztalt alacsony csírázási százalékok jelentősen elmaradtak a vizsgálatát megelőző évben vett érett magvak tavasszal megfigyelhető 60–90%-os eredményeitől, és emellett az idős magvak esetében még a csírázás ütemének szignifikáns lassulását is ki lehetett mutatni (CSONTOS 2001, 2005). Mivel azonban a selyemkóró magprodukciója általában igen jelentős, ezért a magvaknak már néhány százalékban fennmaradó csírázóképesége is összességében jelentős magmennyiséget képvisel, és ez adott esetben előidézheti egy terület újragyomosodását.

Azon korábbi feltevést pedig, hogy az északi tájakon nevelt növények magjai gyengébb túlélő képességűek lennének, a vizsgálati eredmények nem támasztották alá. Ez arra mutat, hogy az általában melegigényes selyemkóró inváziójának Európa hűvösebb területein sincs a magvak csökkent életképességéből fakadó, reprodukív biológiai akadály.



### Anyag és módszer

A terepi kutatás, botanikai adatgyűjtés során felkeresett területek a Berettyóvidék, a Körösvidék, a Békés-Csanádi-hát és a Békés-Csongrádi-sík kistájcsoporthoz tartoznak. A kistájcsoporthoz belül a Dévaványai-síkon, a Kis-Sárréten, a Csanádi és a Békési háton. Ezen területek közül Biharugra környéki legelők gyomviszonyairól főként a fajainak elterjedéséről vettünk fel adatokat, különös tekintettel a selyemkóró előfordulási foltjaira.

A vegyszeres kezeléseket a Gödöllői dombság területén állítottuk be, hiszen az itt elért eredmények gyakorlatilag alkalmazhatók bárhol másutt is, ahol hasonló a növények expozíciója. 2006. június 14-én ötféle gyomirtó szerrel 6 kezelést végeztünk három ismétlésben a Bagi szövetkezet egyik homokos tábláján található *Asclepias* foltban.

A kísérletet kisparcellán állítottuk be (2m×10m=20 m<sup>2</sup>), a vegyszereket pedig az erre a célra kialakított 2 m-es szóró-kerettel rendelkező membránszivattyús parcellapermetezővel juttattuk ki.

Törekedtünk olyan kétszikűekre szelektív gyomirtó-szereket választani, amelyek a keskenylevelű növényeket nem károsítják, és mégis határozottan ugyanakkor tartós eredményt hozva léphetnek fel a selyemkóró ellen, így ezek – külön engedéllyel ugyan, de – alkalmazhatók lennének a védett gyepeken is.

A felhasználható vegyszereket, hatóanyagaikat, és hatásmódjukat az 1. táblázat mutatja be.

1. táblázat A kísérletben felhasznált vegyszerek  
Table 1. Used chemicals

Kezelés sorszáma	Herbicide, gyártó	Hatóanyag	Dózis l, kg/ha	Hatásmód
1.1.	<b>Garlon Duplo</b> (Dow Agrosciences)	Fluroxipir 29 g/l + Tryklopír 84 g/l	2 l/ha	Hormonhatásúak, a légzési anyagcserét fokozzák auxin szerű tünetekkel
2.1.	<b>Garlon Duplo</b> (Dow Agrosciences)	Fluroxipir 29 g/l+ Tryklopír 84 g/l	4 l/ha	Hormonhatásúak, a légzési anyagcserét fokozzák auxin szerű tünetekkel
3.1.	<b>Harmony Extra</b> (DuPont)	Tribenuron-metil 25%+ Tifenszulfuron metil 50%	60 g/ha	Acetolaktát-szintetáz (ALS)gátlók, fehérje-anyagcsere zavar
4.1.	<b>Laudis</b> (Bayer)	Tembotrion 44 g/l+ Izoxadifen-etyl 22 g/l	2,5 l/ha	Plasztokinonbioszintézist gátolja a HPPD zavarása által; kifehéredés
5.1.	<b>Mester</b> (Bayer)	Foramszulfuron 30%+ Izoxadifen-etyl 30%, + Jodoszulfuron-metil-Na 1%	150 g/ha	Acetolaktát-szintetáz (ALS) gátlók, fehérje-anyagcsere zavar
5.2.	<b>Mero</b> (Bayer)	Demetilált repceolaj 81%	2 l/ha	
6.1.	<b>Cambio</b> (BASF)	320 g/l Bentazon+ 90 g/l Dikamba	3 l/ha	Fotoszintézis gátló PS II Hormonhatású



## Eredmények

A kezelések eddigi eredményei alapján az első virágzó egyedek megjelenésekor (BBCH 60–61) történő kezelés tapasztalatai vannak a birtokunkban. A permetezés idején – a korábban említett dominancia révén – több fenológiai stádiumban érte a vegyszer a növényeket az egyes parcellákon, hisz a legidősebb hajtások már virágzóak voltak, míg a legfiatalabbak 2–4–6 levelek.

A permetezések hatására egy nagyon érdekes dolgot figyelhettünk meg a kezelt terület egészére vonatkozóan – leginkább a hormonhatású szerekkel való beavatkozásnál – miszerint amint a növényekbe bejutott az adott herbicid, szinte azonnal aktiválódtak a dormanciában lévő rügyek és több esetben ezek a kis sarjtelepek kihajtva leváltak az anyanövényről. Így ősze a nyár eleji, kezeléskori tőszámot többszöröztük (2–4 szeresére).

A **Garlon Duplo** mindkét hatóanyaga felszívódó, szisztémikus hormonhatású herbicid. Ebben a formulációban és összetételben Egyesült Államokban a legelőket kezelik 8–10 l/ha-os dózisban a nemkívánatos (mérgező, szúrós) kétszikűek ellen. A kísérletben alkalmazott 2 literes dózissal igazán komoly eredményt nem értünk el a néhány leveles fiatal egyedek elpusztításán túl. Egyébiránt a forgalmazó cég fejlesztőmérnökei javaslatára a nálunk esetlegesen bevezetésre kerülő dózissal próbáltuk ki a terméket. A 4 l/ha-os dózis már megfelelőbbnek bizonyult, hisz a 2–6(8) leveles növényeken túl nagyon jól elvitte a virágzás kezdetén állókat, és kiváló hatású volt a virágbimbós növényekre, mert ez utóbbiakat 100%-ban elpusztította.

A **Harmony Extra** két szulfonilkarbamid hatóanyagot tartalmaz, akárcsak a **Mester + Mero** kombináció. Az előbbi kalászosok kétszikű gyomnövényei ellen 30–40 g/ha-os, míg az utóbbit a kukorica magról kelő gyomjai ellen 150g/ha+2 l/ha –os dózisban használjuk. A **Harmony Extra**-t az amerikai farmerek is alkalmazzák a tengerentúli *Asclepias* fajok irtására 60 g/ha-os adagban. A hatóanyagok a növényekben lévő Acetolaktát-szintetáz (ALS) enzim működését gátolják, átlagosan 7–17 napos pusztulási folyamatot adva (dózis, időjárás, hőmérséklet, stb. függvényében). Azok a levelek, amelyek a permetezés idején kifejtettek voltak, idővel lehullottak. Így szépen felkopaszított növényekkel találkozhattunk a szeptemberi értékelés idején.

A **Laudis** egy plasztokinon bioszintézist gátló herbicid, sajátos mechanizmussal és széles hatásspektrummal rendelkező kukorica gyomirtó szer. A tembotrion a növénybe jutása után gyorsan szállítódik és a HPPD enzim működésének gátlásával – melynek hiányában a klorofill védő karotinoidok szintézise is blokkolt lesz, a klorofill elbomlik – a növények jellegzetesen elfehérednek, majd kipusztulnak. A kisebb példányok itt is elpusztultak, és az idősebb selyemkórók is mutatták a fehéredéses tüneteket, de idővel és néhány levél elvesztése után kinőtték ezeket.

A **Cambio** egy szisztémikus hormon és kontakt, fotoszintézis-gátló (PS-2 rendszeren keresztül) hatású molekula kombinációja. Még a 11 levélpáros növényeket is szépen tizedelte, emellett a virágbimbósokra és a kisebb 2–4 levélpárosokra 100%-os hatású volt.

## Irodalom

- BAGI I. 1999: A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) – Egy invázív faj biológiája, a védekezés lehetőségei. *Kitaibelia* 4: 289–295.
- BAGI I., SZILÁGYI Z. 1995: Az *Asclepias syriaca* L. cönológiai viszonyai a Kiskunsági Nemzeti Park fokozottan védett homokterületein. *Bot. Közlem.*, 82: 147–147.
- BAGI I., SZILÁGYI Z. 1996: *Asclepias syriaca* klónok strukturális vizsgálata a Kiskunsági Nemzeti Park fülöp-házi területein. *Bot. Közlem.* 83: 170–171.
- BHOWMIK P. C., BANDEEN J. D. 1976: The biology of common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) *Canadian Journal of Plant Science* 56: 579–589.
- BOROS Á. 1947: A paksi homokterületek néhány növénye. *Bot. Közlem.*, 44.
- CSONTOS P. 2001: A szamárbogáncs (*Onopordum acanthium* L.) és a selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) magvainak túlélőképessége. *Acta Agron. Óvariensis* 43: 83–92
- CSONTOS P. 2005: A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) szárazon tartott magvainak túlélőképessége. *Acta Agron. Óvariensis* 29: 25–31
- DANCSA I. 1999: Florisztikai megfigyelések a Délnyugat-Dunántúl gyomvegetációján. *Kitaibelia* 4: 319–327.
- DANERT S., HANELT P., HELM J., KRUSE J., SCHULTZ-MOTEL J. 1981: *Urania –Növényvilág. Magasabbrendű növények* 2. Gondolat Kiadó, Budapest.
- DELLEI A., NÉMETH I., 1996: Veszélyes és adventív gyomnövények terjedése Heves megyében. *Növényvédelem* 32: 507–513.
- DOYON B. 1960: Etude bio-écologique d'*Asclepias syriaca* L. Quarante-deuxième. *Rapp.Soc.Québec Protect. Plantes* 42: 25–30.
- EVETTS L. L., BURNSIDE O. C. 1972a: Germination and seedling development of common milkweed and other species. *Weed Science* 20: 371–378.
- EVETTS L. L., BURNSIDE O. C. 1973a: Common milkweed seed maturation. *Weed Science*, 21. 6: 568–569.
- EVETTS L. L., BURNSIDE O. C., 1973b: Competition of common milkweed with Sorghum. *Agronomy Journal*, 65. 6: 931–932.
- EVETTS L. L., BURNSIDE O. C. 1973c: Milkweed – a persistsens perennial, that reduces yields. *Quarterly Farm. Ranch and Home* 20: 13–15.
- EVETTS L. L., BURNSIDE O. C. 1974: Root distribution and vegetative propagation of *Asclepias syriaca* L. *Weed Research*, 14: 283–288.
- GROH H. 1943: Notes on common milkweed. *Scientific Agriculture* 23: 625–632.
- HEGI G. 1935: *Illustrierte Flora von Mittel-Europa*. II. kiadás. V/3. Carl Hanser Verlag, München
- HOLM L., PANCHO J. V., HERBERGER J. P., PLUCKNETT D. L. 1979: *A Geographical Atlas of World*. A Wiley Interscience Publication. John Wiley and Sons New York-Chichester-Brisbane-Toronto.
- HORVÁTH Z. 1984: Adatok az *Asclepias syriaca* L. (*Asclepiadaceae*) magtermelésének és csírázási biológiájának komplex ismeretéhez. *Növényvédelem*, 20. 4: 158–166.
- HUNYADI K., VARGA L. 1988: A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) szaporodásának ökológiája. In.: BARTHA S. (szerk.): *I. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest, Előadás-kivonatok és poszter-összefoglalók*, 78.
- KARAMÁN J. 1987: Adatok a selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) Zala megyei elterjedéséről. *Növényvédelem* 23: 273–275.
- KÁRPÁTI Z., GÖRGÉNYI L.-NÉ, TERPÓ A. 1968: *Kertészeti Növénytan I. Növénysszervezet, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*.
- KEPHART R. S. 1981: Breeding systems in *Asclepias incarnata* L., *Asclepias syriaca* L. and *Asclepias verticillata* L. *American Journal of Botany* 68: 226–232.
- KOROKNAI B. 1995: Selyemkóró. *Kertészet és szőlészet* 51–52: 16–17.
- KÖRÖSMEZEI Cs. 1983: Adatok a selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) elterjedéséhez. *Növényvédelem*, 19: 271–272.
- MÉZES M. 1994: *Takarmányártalmak*. Gödöllő.
- MORGAN M. T., SCHOEN D. J. 1997: Selection on reproductive characters: Floral morphology in *Asclepias syriaca*. *Heredity* 79: 433–441.
- OEGAMA T., FLETCHER R. A. 1972: Factors that influence dormancy in milkweed (*Asclepias syriaca* L.) seeds. *Canadian Journal of Botany* 50: 713–718.
- PEARSON N. L. 1948: Observations on seed and seed hair growth in *Asclepias syriaca* L. *American Journal of Botany* 35: 27–36.
- PÉTER J. 1975: Gyomnövények. In.: HALMÁGYI L. KERESZTESI B. (szerk.): *A méhlegelő*. Akadémiai Kiadó, Budapest.

- PLOTNIKOVA T. V. 1933: Szbornik materialov Ukrainszkogo Naucsno-Iszledovetel'szkogo Insztituta Kaucsuka i Kaucsukonoszov 5: 119–125.
- SAUER D., FEIR D. 1974: Population and maturation characteristics of the common milkweed. *Weed Science*, 22: 293–297.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest.
- SOÓ R. 1966: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve II. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SOÓ R., JÁVORKA S. 1951: A magyar növényvilág kézikönyve. I. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- TUTIN T. G., HEYWOOD V. H., BURGESS N. A., MOORE D. M., VALENTINE D. H., WALTERS S. M., WEBB D. A. 1972: *Flora Europaea*. 3. Diapensiaceae-Myoporaceae. University Press, Cambridge.
- UJVÁROSI M. 1973: Gyomnövények. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- ULMANN M. 1951: Wertvolle Kautschukpflanzen des gemässigten Klimas. Akademie-Verlag, Berlin
- VALACHOVIC M., 1989: Reproductive biology of *Asclepias syriaca* populations in Zahorska Nizina Iowland.I. Notes on flower biology and fruit production. *Biologia*, 44. 1: 37–420.
- VALACHOVIC M., 1991: Reproductive biology of *Asclepias syriaca* populations in Zahorska Nizina Iowland.II. Notes on the viability of seed germination and seedling development. *Biologia* 46: 399–404.
- VARGA L. 1987: Adatok a selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) elterjedéséhez. *Növényvédelem*, 23: 493–500.
- VARGA L. 1998: Selyemkóró (*Asclepias syriaca*) In.: CSIBOR et al: (szerk.): Veszélyes-24 A leggyakoribb gyomnövények és az ellenük való védekezés. Mezőföldi Agroforum Kft, Szekszárd, pp. 103–111.
- VARGA L., LOVÁSZ CS. 1988: A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) biológiájának néhány jellegzetessége. *Növényvédelem*, 24: 512–519.
- VLASZATY Ö. 1967: Vegyszeres növényirtás az erdőgazdaságban. Mezőgazdasági Könyvkiadó, Budapest.

EXPERIMENTS FOR IMMUNIZATION OF *ASCLEPIAS SYRIACA* INFECTED TURFS

Á. BALOGH, K. PENKSZA, G. BENÉCSNÉ BÁRDI

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,  
Department of Landscape Ecology  
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1. email: Balogh.Akos@pest.ontsz.hu

**Key words:** invasive weed, naturality, *Asclepias syriaca*, protection

**Summary:** In this article we publish information about the biology of *Asclepias syriaca* and the possible ways of protection against it based on field experiments. We also indicate the spread of *Asclepias syriaca* in Körös-Maros National Park and argue about the fate of these spots. Upon the results of our experiments we should make a protection plan against about 200 *Asclepias*-spots, in order to preserve the current state of nature of Körös-Maros National Park. We made botanical experiments on pastures and meadows around Biharugra. Relevés show that natural turfs keep shifting to anthropogenic vegetation, mainly around animal quarters. It is a highly important task to force back dangerous weeds. We can kill them off by adequate agricultural engineering, secondly by annual chemical weed control combined with cultivation and mechanical interventions. The cheapest and simplest method is prevention: to hinder the sedentation of seeds, and the elimination of sprouts. Besides intensive cultivation and mechanical intervention a good method for forcing back *Asclepias syriaca* is to plant leguminous crops or pastures with intensive mechanical mowing. We must make multi-year protection plans. A well timed disturbance of the soil or chemical weed control indicates the growth of root-buds, which results in the temporary spread of *Asclepias syriaca*, but on long term the sprout-colonies weaken due to the decrease of nutrients of roots. The best chemicals against *Asclepias syriaca* in monocot cultures are: bentazon, dikamba, triklópyr and fluroxipir and in slightly higher concentration sulfonil-carbamids. Other field herbicides are also effective. Herbicides are most effective when the assimilates are carried to the roots (before flower-formation and in fall, before winter dormancy). Older shoots carry the nutrients downwards while the young ones away from the roots. On uncultivated areas we can use non-selective herbicides, although it is much harder to eliminate undisturbed sprout-colonies. We must fight against *Asclepias syriaca* as best as we can, and we must find new methods.

## A SPORTTURIZMUS DIMENZIÓI ÉS KÖRNYEZETI PROBLÉMÁI

DÁVID LÓRÁNT<sup>1</sup>, BAROS ZOLTÁN<sup>2</sup>, SZILÁGYI ZSUZSANNA<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Károly Róbert Főiskola, Turizmus Tanszék

3200 Gyöngyös, Mátrai út 36., e-mail: davidlo@karolyrobert.hu

<sup>2</sup>Károly Róbert Főiskola, Regionális és Vidékfejlesztési Tanszék

3200 Gyöngyös, Mátrai út 36., e-mail: zbaros@karolyrobert.hu

<sup>3</sup>Debreceni Egyetem, 4010 Debrecen, Egyetem tér 1.,

e-mail: zsfalatka@freemail.hu

**Kulcsszavak:** tengerpart menti turizmus, síturizmus, környezeti hatások, éghajlatváltozás

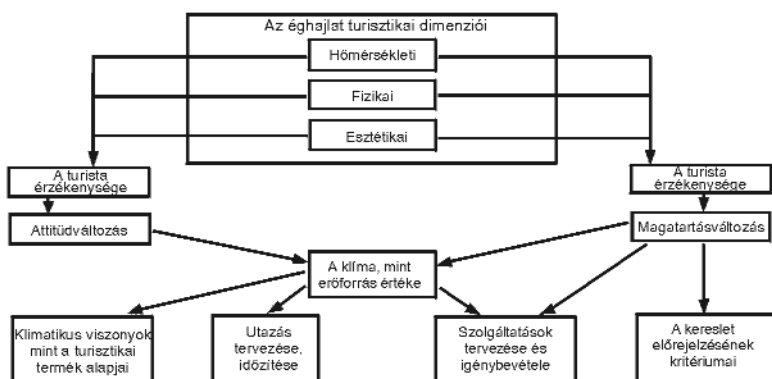
**Összefoglalás:** Tanulmányunkban szemléletes példákkal támasztjuk alá, hogy napjainkban a turizmus-ipar rendkívül gyors bővülése egyre több olyan sporttevékenységet is magába foglal, amelyek környezeti hatásainak kutatása egyre fontosabb kérdés. Ezzel összefüggésben a globális klímaváltozás különböző jelenségei éppen azokat a turisztikai ágazatokat érintik a legerőteljesebben, amelyeket tömegturizmusként tartunk számon. A legfontosabb tendenciák felvázolása mellett megállapítjuk, hogy a tömegturizmushoz sorolt ágazatok (tengerpart menti turizmus, síturizmus) mellett a jövőben számolnunk kell az alternatív turisztikai ágazatokkal (pl. borturizmus, vízi turizmus, vadászturizmus) érintő klimatikus változásokkal is.

### Bevezetés

A XX. század utolsó harmadától a turizmus és a sport robbanásszerű fejlődésükkel a fejlett országok lakóinak két legkeresettebb szabadidős tevékenysége lett, az utazás és a sportolás alapvető és legnépszerűbb motivációjának tekinthető rekreációs igény konjunktúrája pedig töretlen. A nemzetközi szakirodalom rámutat, hogy e tevékenységek mindegyike komoly hatással van a bennünket körülvevő környezetre.

A World Tourism Organization (Világ Turisztikai Szervezete) vizsgálatai alapján a szabadidős utazások során a síelés, a snowboardozás, a hegymászás, a természetjárás, a vízi sportok űzése, valamint a kerékpározás a legkedveltebb fizikai tevékenység (DÁVID ÉS SZILÁGYI 2006). A természetben végezhető sportok népszerűsége bizonyos területeken a résztvevők óriási mértékű időbeli és térbeli koncentrációjához vezet, ami jelentős környezetátalakító infrastrukturális fejlesztéseket és fokozott környezetterhelést eredményez. A tömegturizmus és a tömegsport mellett a két terület természeti környezetre gyakorolt hatásainak vizsgálata azért sem nélkülözhető, mivel napjainkban egyre na-gyobb teret hódítanak a szabadtéri, sport orientációjú utazások (DÁVID ÉS SZILÁGYI 2006).

A manapság egyre többet emlegetett globális klímaváltozás várható hatásai miatt az idegenforgalom új kihívásokkal néz szembe. Az alapvető klimatikus összefüggésekben is lényeges változások várhatóak (1. ábra).



1. ábra Az éghajlat és a turizmus kapcsolata  
(RÁTZ 2006 és DE FRIETAS et al. 2004 nyomán)

Figure 1. Connections between climate and tourism  
(Following Rátz 2006 and DE FRIETAS et al. 2004)

A prognosztizált hatások régióként eltérőek, annyi azonban bizonyosnak tűnik, hogy a változó csapadékeloszlás és -összegek, a megváltozott komfortérzet, valamint a nagyobb gyakorisággal bekövetkező extrém időjárási események következtében a tengerparti és a hegyvidéki területek tűnnek leginkább veszélyeztetettnek.

Írásunkban, ebből kifolyólag, a síturizmus és a tengerpart menti turizmus jövőjével kapcsolatos néhány kérdést kívánunk áttekinteni, az éghajlatváltozás és a fenntarthatóság függvényében, megfigyeléseink és a rendelkezésre álló szakirodalom alapján.

### Az éghajlati változások fő jellemzői és irányai

A rekreációs célú turizmus és sport által érintett területek természeti környezetben nyomon követhető hatása számos tényező függvénye.

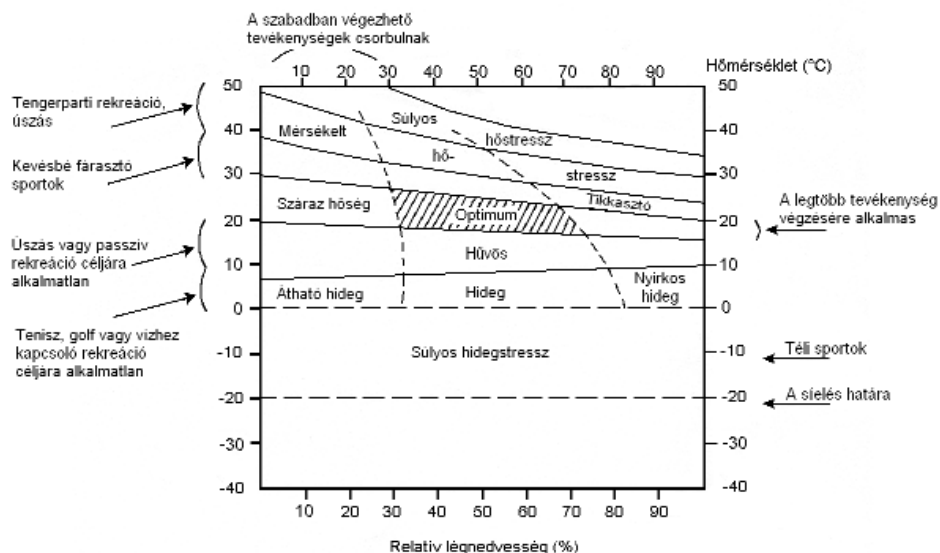
Ebből következik, hogy bár a hatások típusa minden érintett területen hasonló, konkrét megjelenési formájuk, kiterjedésük és nagyságuk más és más lehet (PUCZKÓ és RÁTZ 2002). Ugyanakkor arra is utalnunk kell, hogy a rekreációs turizmus és sportolás színterei komplexebb és sérülékenyebb környezetek (pl. kis szigetek, tengerparti területek, hegyvidéki területek).

A rekreációs turisztikai, valamint sport tevékenységek teljes fizikai hatásrendszerének feltárása meglehetősen nehéz feladat. A hatások értékelését megnehezítő tényezők a következők:

- A következmények gyakran más (ipari, mezőgazdasági, közlekedés stb.) tevékenységek hatásaival közösen, azoktól nehezen elválaszthatóan jelentkeznek.
- A kutatók nem rendelkeznek elegendő ismerettel a célterület turizmus és/vagy sport tevékenység megjelenése előtti környezeti állapotáról, ezáltal hiányzik az összehasonlítási alap.
- A közvetlen hatások gyakran közvetett, vagy hosszú idő múltán jelentkező változásokkal párosulnak.

- A bonyolult kapcsolatrendszerből adódóan a következményeket nem mindig ott észleljük, ahol a hatás bekövetkezett.
- Az összehasonlító értékeléseknél, az átfogó, rendszer szemléletű tanulmányok készítésénél nagy problémát jelent a kínálati és keresleti tényezők különbözőségéből eredő sokféle hatás (MARTONNÉ 2001).

A klímaváltozás kontinensünkön várhatóan jelentkező hatásait gyakoribb hőhullámok jelentik, melyek leginkább a Mediterránium tengerparti turizmusát sújthatják majd. Ennek következtében drasztikusan visszaeshet annak vendégforgalma. A hőérzet megváltozásának jelei a TERJUNG (1966) által kidolgozott osztályozásban (2. ábra) bekövetkező kisebb eltolódások lehetnek, a mediterrán éghajlatú területeken nőhet a súlyos hőstressz kategóriájába eső napok aránya. Lényegében a különböző sportolási és rekreációs tevékenységekre alkalmas hőmérsékleti és légnedvesség-tartományok szűkülése, az azok végzéséhez szükséges környezeti feltételek kedvezőtlenebbé válása valószínűsíthető.



2. ábra A humánkomfort hőmérsékleti és légnedvesség-viszonyai (TERJUNG 1966 nyomán)

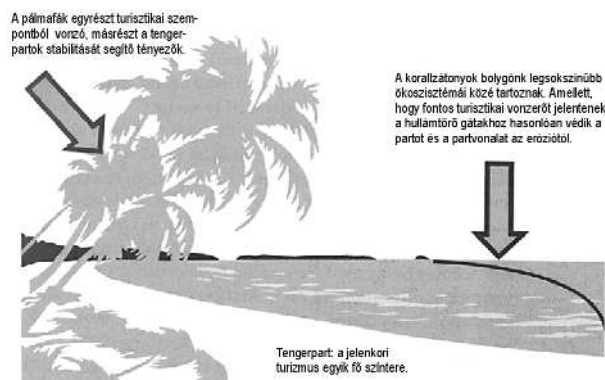
Figure 2. Temperature and moisture relations of human comfort (Following TERJUNG 1966)

A magasabb lég- és vízhőmérséklet miatt növekvő diszkomfortérzet nyomán a turisták várhatóan más célpontot igyekeznek majd keresni. Erre a magashegységek hűvösebb, kellemesebb és hosszabb nyári klímája pedig lehetséges alternatívát kínál. A hóhatár feljebb húzódása miatt a síelni vágyók a nagyobb magasságokat veszik majd célba, melyek – bár eltartó- és tűrőképességük jóval alacsonyabb – terhelése a jelenlegihez képest jelentősen nőni fog (DÁVID és BAROS 2006).

### A tengerpart menti sporttevékenységek bővülése és környezeti hatásai

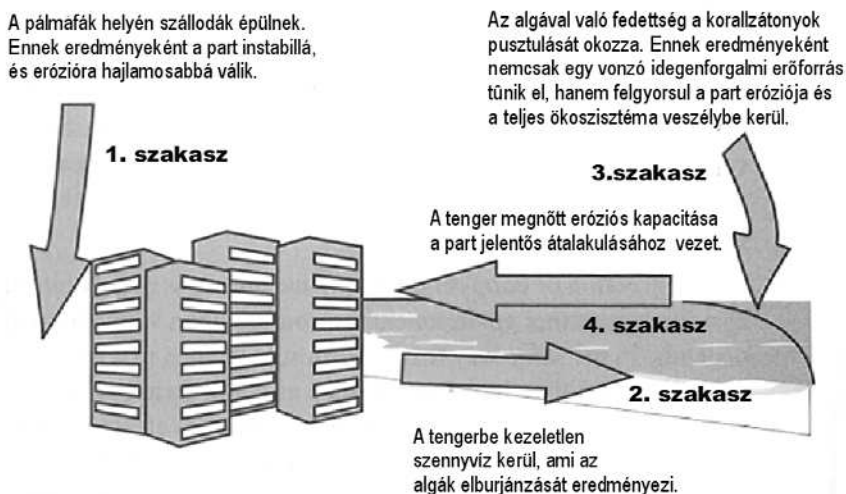
A hegyvidékek mellett a turizmus és a sportok megannyi formájának teret kínáló természetes vízi környezetek a legnépszerűbbek. A tömegturizmus kibontakozásakor a legnagyobb forgalmat a nyári vakációzások jelentették, amelyek legfőbb célterületei leginkább – a „4 S”-nek (Sea, Sand, Sun, Sex: MICHALKÓ 2005) köszönhetően – a tengerpartok, kisebb részt pedig a tavak és folyópartok voltak. Napjainkra az egysíkú tengerparti fürdőzéssel jellemezhető klasszikus üdülőturizmus jellege gyökeresen átalakult, egyre több helyen jellemző, hogy a turisták kiszolgálása érdekében egyre több sportolási (aktív turisztikai) tevékenységet kínálnak a szolgáltatók. A motorizáció (vízi járművek bővülő felhasználása), a vízisport-eszközök alkalmazása, a számtalan sportolási lehetőség egyre fokozottabban terhelik meg a partokat is. A vízpartokon emelt kiszolgáló létesítmények további negatív hatásokat gerjesztenek. Természetesen a fürdőturizmus önmagában is sok környezeti gondot okoz, az egyre bővülő aktív sportolási lehetőségek azonban tovább súlyosbítják a problémákat, hiszen növelik a turistaáradatot, illetve további part menti építkezéseket is generálnak.

A fürdésre alkalmas tengerpartok különféle szolgáltató létesítményekkel történő beépítésének igen nagy területek estek áldozatul. Az építkezések eltüntetik a homokdűnét, valamint a védő szerepet betöltő vízparti növényzetet, a part állékonyságának csökkenésével pedig megnő a parterózió, illetve az abrázió hatékonysága. Környezet-szakértők szerint a délkelet-ázsiai mangrove erdők – amelyeket kiirtottak, hogy helyükön többek között tengerparti turistaparadicsomokat létesítsenek – segíthettek volna a 2004. december 26-án több százezer emberi éltetét követelő és hatalmas károkat okozó cunami megfékezésében. A katasztrófa óta számos ázsiai országban védettnek tekintik a mangrove erdőket, illetve újratelepítéssel próbálják újjáéleszteni a part menti természetes gátakat. A korallgátak pusztulásával kapcsolatban hasonló jelenséget (3. és 4. ábra) írtak le Kenya óceáni partvidékéről (HOLDEN 2000), az eróziós kérdéseken túlmenően komplexen vázolva a turisztikai fejlesztések által okozott problémákat.



3. ábra A turisztikai fejlesztéseket megelőző állapot tengerpartokon (HOLDEN 2000)  
Figure 3. State of coasts before touristic developments (HOLDEN 2000)





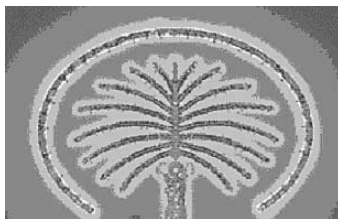
4. ábra A turisztikai fejlesztése hatása tengerpartokon (HOLDEN 2000)

Figure 4. Effects of touristic developments on coasts (HOLDEN 2000)

A Mediterráneum tengerpartjainak jelentős része szenved a parteróziótól. Az összesen 18000 km hosszú parti területnek átlagosan 18%-án komoly gondot okoz a partszegély pusztulása. A szigetek partjai különösen érzékenyek a pusztító erőkhöz szemben. Az ábrázoló méreteit jelzi az a becslés, miszerint Görögország évente elveszít egy szigetet.

Idővel persze maguk a turisztikai létesítmények is védelemre szorulnak a partok eróziója miatt, ezért a tájképet tovább rontó védőfalakat építenek. Védőlétesítményekkel gyakran találkozhatunk például az Északi-tenger partjainál. A védelem egy másik, szintén gyakran alkalmazott módja a tengerparti területek feltöltése (DÁVID és SZILÁGYI 2006).

A közelmúltban több olyan beruházás is kezdetét vette, amelyek tulajdonosai, a turizmusból származó bevételek növelése érdekében mesterséges szigetszoportokat építenek a tengerbe, s ezzel soha nem látott méretekben avatkoznak be a természeti környezet bonyolult rendszerébe. Az Arab Emírségek fennhatósága alá tartozó területen, a The Palm, Jumeirah elnevezésű mesterséges szigetszoport (5. ábra) társaihoz hasonlóan pálmafaalakban fog kinőni a tengerpartból. 8 km-es törzsén luxus szállodák, bevásárlóközpontok, mozik, szórakozóhelyek, 17 pálmaágán pedig lakó- és irodaházak találhatók majd. Az építmény elkészültét 2006-ra tervezik. Ám az emírség legexkluzívabb pihenőhelye az a 250 mesterséges szigetből álló létesítmény lesz, amely 5 km-re fekszik majd Dubai partjaitól, s a földgömböt mintázza meg. A The World szigetszoport szolgáltatásait 2008-tól vehetik igénybe a vendégek ([HTTP://WWW.PALMSALES.CA](http://www.palmsales.ca)).



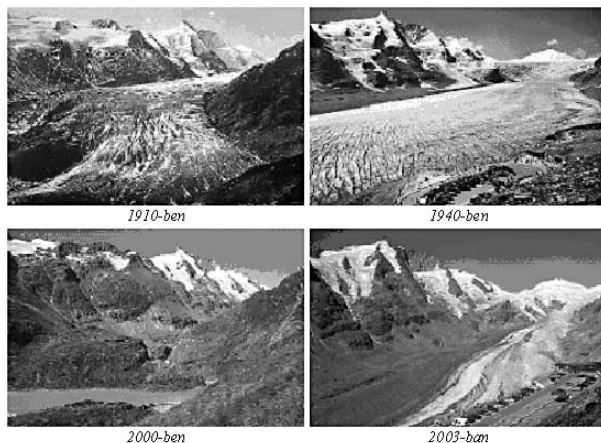
5. ábra A The Palm, Jumeirah mesterséges szigetcsoport, Dubai  
*Figure 5. The Palm, Juweirah artificial island group, Dubai*

### A téli sportok környezeti hatásai és a klímaváltozás máris megfigyelhető következményei

A világszerte népszerű téli sportok legkedveltebb célterületei az Alpok, a Pireneusok, a Skandináv-hegyvidék, a Kárpátok, az Andok, a Sziklás-hegység, a Himalája, a Kaukázus, valamint Új-Zéland déli szigete. Legkorábban, az Alpokban terjedt el tömeges méretekben a síelés, és annak nem kívánt hatásait is itt figyelték meg elsőként. A hegységek hó borította területeit évente mintegy 40–50 millió, a lesiklás különböző formáinak hódoló vendég keresi fel. A sportolók kellemes időtöltéséről körülbelül 15000 felvonó és 40000 sípálya (összhosszuk mintegy 120000 km!) gondoskodik (MARTONNÉ 2001). A sípályák kiépítése során először kivágják a fákat, majd a meredek lejtőket bulldózerekkel, robbantásokkal lefaragják, a lankásabbakat felmagasítják, máshol pedig el egyengetik a felszínt. Az erdők megsemmisítésével megszűnik a növényzet vízvisszatartó hatása és felerősödik a talajerózió. A gyorsan lefutó olvadék- és csapadékvizek a csupasz lejtők felszínébe eróziós barázdákat, szélsőséges esetben eróziós árkokat vésnek, de az egyengetett, tömörödött felszíneken gyakran areális lejtőleöblítés is történik. A tél elmúltával a fáktól megtisztított lejtőkön akadálytalanul lezúduló víz gyakran okozhat létesítményeket, sőt emberi életet veszélyeztető földcsuszamlásokkal kísért árvizeket. A turisztikai infrastruktúra kiépítésének rovására írható tömegmozgások folyamatokról Olaszországból, Svájcban és Nepálból is beszámoltak már (HOLDEN 2000). Az intenzív turizmusnak köszönhetően, az Alpok ma a világ legsérülékenyebb hegysége. A hotelek, a sípályák infrastruktúrájának, valamint az éttermeknek köszönhetően a táj drámaian megváltozott, széttöredezett. MOSIMANN (1985) szerint a Svájci-Alpokban a turizmus indukálta módosított területek aránya eléri a 15%-ot. Svájci síterepken végzett vizsgálatain során úgy találta, hogy az erózió mértékét leginkább a lejtő formája, a talaj nedvességi állapota, a lefolyások gyakorisága, valamint a vízgyűjtőterület nagysága határozza meg.

Egy városi sípálya, illetve a körülötte található komplexum évente több ezer turistát vonzhat (BALE 1989).

Az éghajlatváltozás mára megfigyelhetővé vált egyik jele az évszakok eltolódása, amely azokban az országokban a leglátványosabb, ahol a felmelegedés mértéke nagyobb. Európában a tavasz 6–8 nappal előbb, az ősz pedig átlagosan három nappal később érkezett az utóbbi évtizedben, mint a '70-es években. Ez a változás nemcsak az ökoszisztémákban okoz észrevehető károkat, de komoly gazdasági következményekkel is járhat.



6. ábra A Pasterze gleccser (Ausztria leghosszabb gleccsere a Grossglockner völgyében)

Forrás: [HTTP://WWW.SIELOK.HU/FELMELEGEDES.HTM](http://www.sielok.hu/felmelegedes.htm)

Figure 6. Pasterze Glacier (The longest glacier of Austria in the Grossglockner valley)

A klímaváltozás magashegységekben jelentkező, lényegében szemmel is látható egyik jelensége a gleccserek olvadása. A folyamat évezredek óta nem tapasztalt, rendkívül gyorsan végbemenő változásokat mutat. A gleccserolvadás az egész világot érinti. A World Glacier Monitoring Service vizsgálatai szerint 1980-tól minden évben, átlagosan 30 cm-t vesztenek a jégvastagságukból a gleccserek. A gleccserek eltűnése az Alpokban különösen jól észrevehető (6. ábra). A XIX. század közepétől, vagyis az iparosítástól kezdve egészen 1975-ig átlagosan felületük harmada tűnt el, tömegüknek pedig mintegy fele. Azóta további 20–30%-ot veszítettek a tömegükből. A kutatók úgy számolják, hogy 2050 után háromnegyed részüket fogják elveszteni ([HTTP://WWW.SIELOK.HU](http://www.sielok.hu)). A zugspitzzei gleccser mostanra eredeti területének kb. 90%-át elvesztette.

A korábbiakhoz képest a másik jelentős változást a permafrost meleg nyarak okozta egyre alacsonyabb tengerszint feletti magasságban történő felolvadása jelenti. Ez az Alpokban korábban nagyjából 2800 m-től jelentkezett, azonban az elmúlt 100 évben 150–200 métert felfelé küszött. Korábban stabil sziklaoldalak váltak a jég folyamatos olvadása miatt – többek között – a síelőket, magát a síterepet és az ahhoz kapcsolódó épületeket és a sífelvonókat is veszélyeztető tényezővé.

Hasonlóan látványos változás ment végbe a hóvastagság tekintetében. Példaként említhető az osztrák Sonnblicken, ahol az 1940-es években mérték a legnagyobb hóvastagságot; ez 11 méter volt. De az átlagos teleken is 6–8 m volt a jellemző. Ez az érték azóta folyamatosan csökken, különösen az elmúlt években, pl. 2005-ben mindössze 260 cm körül mozgott ([HTTP://WWW.SIELOK.HU](http://www.sielok.hu)).

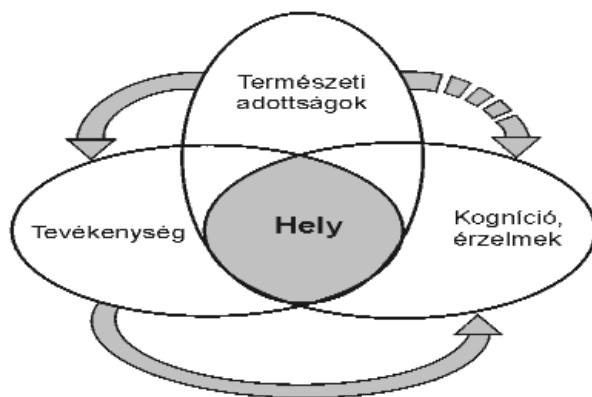
A hóvastagság drasztikus méretű, az utóbbi években felgyorsult, csökkenésének elsődleges oka a magas nyári léghőmérsékleti értékekkel magyarázható. A 2003. augusztusában Pitztalon (3440 m magasságban) mért +9 °C a korábban a nyári sísélés helyszínéül szolgáló síparadicsomok létét veszélyezteti. A 90-es években sorra zártak be a korábban egész évben nyitva tartó gleccserterepek (Pitztal, Marmolada, Corvatsch, stb.; [HTTP://WWW.SIELOK.HU](http://www.sielok.hu)).

## A síturizmus jövője

GALLARZA et al. (2002) a turisztikai célpontok kiválasztásának húsz tényezője közül az éghajlatot a hetedik helyre rangsorolta. Számos turisztikai célpont esetében a legfőbb problémát jelentő szezonális jelleg általában klimatikus meghatározottságú, így ez a fel-tétel az idegenforgalomban alapvető kérdésnek tekinthető.

Egy turisztikai célpont vonzerejét jelenthetik annak fizikai jellemzői (természeti adottságai), az ott végezhető tevékenységek köre (idegenforgalmi ágazat), az arról a látogatók körében kialakult kép, valamint ezek összessége (7. ábra). A turisztikai termé-kek jelentős része bizonyos éghajlati körülményekhez kapcsolódik, így a megváltozott viszonyok között csökkenhet bizonyos termékek népszerűsége, a termék minőségének fenntartása sajátos kihívások elé állíthatja a turizmus szektort, szélsőséges esetekben pedig egyszerűen eltűnhet a termék alapjául szolgáló klimatikus feltételrendszer (RÁTZ 2006). Különösen igaz lehet ez a nagymértékben klímfüggő, alapvetően a természeti attrakciókra épülő szabadtéri turisztikai tevékenységekre.

Ennek sérülése a pihenésben, rekreációban való részvétel egyik akadályává válhat, amelynek eredményeképp az adott desztináció veszíthet preferáltságából. Ez a folyamat önmagában is végbemeget (7. ábra). Jó példa lehet erre, hogy a hóhatár nagyobb tenger-szint fölötti magasságokba húzódása miatt a síelni vágyók kisebb területre lesznek kény-telenek koncentrálni. Ezzel egyfelől a jelenlegihez képest, mivel – eltartó- és tűrőké-pességük jóval alacsonyabb – nőni fog ezek terhelése, ami rövid- vagy középtávon vezet-het a terület degradálódásához, másfelől a nagyobb zsúfoltság ronthatja pl. a népszerűbb síparadicsomokról kialakult képet.



7. ábra A desztinációválasztás főbb tényezői (Baros és Dávid 2006)  
Figure 7. Main factors of choosing destination (Baros and Dávid 2006)

Hosszútávú előrejelzések szerint a mérsékelt övben kizárólag a magashegységekben lehet majd sízni. Az utazási célpontoknál előtérbe kerülhet Skandinávia, Grönland vagy éppen Szibéria részei (utóbbi két helyen nincs kiépített sítápanyrendszer). Az is elképzelhető, hogy 30–50 év múlva már csak 1600–2000 m közötti síterepnek lesznek hóbiztosak ([HTTP://WWW.SIELOK.HU](http://www.sielok.hu)).

A hagyományos európai célpontok közül a Svájcban található 230 síterepnek már

csak a 44%-a fog hóbiztosnak számítani. Az olasz síterepek, melyek fele 1300 m-től kezdődik, a jövőben komoly hóhiánnyal küzdhetnek, de Németországban is sok esetben komoly problémát jelenthet, hogy a csapadék – egyre nagyobb arányban hó helyett eső formájában fog hullani.

Különösen érdekes problémát vet fel a nagyobb tömegrendezvények, pl. a Téli Olimpiai Játékok helyszínének kiválasztása, illetve azok lebonyolítása (SCOTT et al. 2005). Az éghajlat jövőbeni változását előrejelző tendenciákat a Nemzetközi Olimpiai Bizottság is nyomon követi, a helyszín kiválasztásánál pedig az egyik lehetséges szempont lehet az adott terület környezeti érzékenysége. A szerzők hat, volt és leendő észak-amerikai helyszín esetében végeztek vizsgálatokat. Megállapították, hogy az éghajlatváltozás összességében kevés hatást fog gyakorolni a választott térségekben: a 2050-es évekig a február havi sielésre alkalmas napok száma az 1961–1990 közötti időszakhoz képest – a legmelegebb scenáriót véve figyelembe – maximum kétnapos csökkenést (így összesen 26–28 nap) mutat.

Lényegesen más kép rajzolódik ki azonban, ha a síszezon átlagos hosszában bekövetkezett változásokat vesszük figyelembe (1. táblázat). Itt a 2020-as évekig a „legrosszabb” forgatókönyvet figyelembe véve is maximálisan 3%-os csökkenés prognosztizálható. A 2050-es évekre azonban ez az arány – elsősorban az alacsonyabb földrajzi szélességeken, és a kisebb tengerszint fölötti magasságokon drasztikusan nőhet, és elérheti a 17%-ot is. Ezek alapján, az egyes versenyszámok (különösen a lesiklás) sikeres lebonyolításához hógépek használata látszik szükségesnek.

1. táblázat A síszezon hosszának várható csökkenése volt és leendő észak-amerikai téli olimpiai helyszíneken (SCOTT et al. 2005)

Table 1. Estimated decrease of ski season in previous future sites of winter olympic games in North America (SCOTT et al. 2005)

<i>Helyszín</i>	<i>Calgary</i>	<i>Vancouver</i>	<i>Quebec City</i>	<i>Lake Placid</i>	<i>Salt Lake City</i>	<i>Squaw Valley</i>
Rendezés éve	1988	2010	pályázni kíván	1932, 1980	2002	1960
Tengerszint fölötti magasság (m)	2729	2182	800	1417	2819	2758
Modellezett síszezon (1961–90, nap)	181	181	179	170	180	179
Csökkenés (%)						
2020-as évek						
Min.	0	0	0	0	1	1
Max.	1	0	3	2	2	1
2050-es évek						
Min.	0	0	2	1	1	2
Max.	6	1	17	17	11	10
2080-as évek						
Min.	1	0	2	1	2	2
Max.	18	6	29	29	18	20

Számba véve a lehetséges megoldási lehetőségeket, a hóágyúrendszer kiépítése, illetve a nagyobb magasságokban történő fejlesztések említhetők meg. Előbbi kapcsán azonban szükséges leszögezni, hogy műhivat sem lehet plusz fokokban előállítani. A jelenlegi legmagasabb hőmérsékleten előállított műhó is gyorsan elolvad, így csak néhány órás versenyeken biztosít siklási felületet. Utóbbi pedig mind közvetlen (építési, tájálalkítási munkák, stb.), mind közvetett módon (megnövekedett vendégforgalom) hozzájárulhat az érintett területek még jelentősebb mértékű terheléséhez.

### Zárógondolatok

Az éghajlat-változási tendenciák és a sportturizmus hatásainak elemzése a földfelszín domborzatára, az élővilágra (növény- és állatfajok, valamint az életközösségek hosszú távú, rendszeres megfigyelése) napjaink egyre fontosabb feladata. A globális klímaváltozás lehetséges hatásainak elemzésében szükséges egy olyan átfogó elemzés és értékelés, amely a lehetséges éghajlatváltozási scénáriók eseteire meghatározná az egyes tömegturisztikai ágazatok (a víz többlete és hiánya elleni védelemmel) fejlesztésének (esetleges visszafejlesztésének) célszerű irányait. Emellett a jövőben semmiképpen sem feledkezhetünk meg az alternatív turisztikai ágazatokról (pl. borturizmus, vízi turizmus, vadászturizmus) érintő klimatikus változásokról sem.

### Irodalom

- BAROS Z., DÁVID L., 2006: Globális klímaváltozás és fenntartható turizmus. AGRO-21 Füzetek (közlésre elfogadva)
- DÁVID L., BAROS Z. 2006: A globális klímaváltozás hatása a turizmusra. Gazdálkodás, 15. különszám (50. évfolyam), pp. 82–91.
- DÁVID L., SZILÁGYI ZS. 2006: Egyéb antropogén geomorfológiai problémák: turizmus sportok, In: DÁVID L., SZABÓ J. (szerk.): Antropogén geomorfológia, egyetemi jegyzet, Debreceni Egyetem (megjelenés alatt)
- DE FRIETAS, C. R., SCOTT D., MCBOYLE G. 2004: A New Generation Climate Index for Tourism, In: A. MATZARAKIS C. R. DE FRIETAS D. SCOTT (eds.): Advances in Tourism Climatology; Berichte des Meteorologischen Institutes der Universität Freiburg, Freiburg, pp. 19–26.
- ENNSZ GAZDASÁGI ÉS SZOCIÁLIS TANÁCSA 1999: "Tourism and Sustainable Development". Report of the Secretary-General, Commission on Sustainable Development, 7<sup>th</sup> session.
- GALLARZA M. G., SAGURA I. G., GARCIA H. C. 2002: Destination Image: Towards a Conceptual Framework. Annals of Tourism Research 29: 56–78.
- HOLDEN A. 2000: Environment and Tourism. Routledge. London.
- MARTONNÉ ERDŐS K. 2001: Turizmus és környezet. Debreceni Egyetem Környezettudományi Központ. Debrecen.
- MICHALKÓ G. 2005: Turizmusföldrajz és humánökológia. Kodolányi János Főiskola – MTA Földrajztudományi Kutatóintézet. Budapest-Székesfehérvár.
- MOSIMANN T. 1985: Geo-ecological impacts of ski piste construction in the Swiss Alps. Applied Geography 5: 29–37.
- PUCZKÓ L., RÁTZ T. 2002: A turizmus hatásai. Aula Kiadó Kft. Budapest.
- RÁTZ T. 2006: Az éghajlati és időjárási tényezők szerepe az utazási magatartás befolyásolásában. Turizmus Bulletin, 10. évfolyam különszám, pp. 42–53.
- SCOTT D., MCBOYLE G., MILLS B., MINOGUE A. 2005: Climate Change and the Location of Future Winter Olympic Games – Proceedings of the 17<sup>th</sup> International Conference of Biometeorology (Garmisch-Partenkirchen, 2005. szeptember 5–9.), pp. 620–623.
- TERJUNG W. H. 1966: Physiologic Climates of the Conterminous United States: A Bioclimatic Classification Based on Man. Annals A. A. G. 56: 141–179.
- <http://www.palmsales.ca>
- <http://www.sielok.hu/felmelegedes.htm>

DIMENSIONS AND ENVIRONMENTAL PROBLEMS OF SPORT TOURISM

L. DÁVID<sup>1</sup>, Z. BAROS<sup>2</sup>, ZS. SZILÁGYI<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Department of Tourism, Károly Róbert College

H-3200 Gyöngyös, Mátrai út 36., e-mail: davidlo@karolyrobert.hu

<sup>2</sup>Department of Rural Development and Consultancy, Károly Róbert College

H-3200 Gyöngyös, Mátrai út 36., e-mail: zbaros@karolyrobert.hu

<sup>3</sup>University of Debrecen

H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1., e-mail: zsfalatka@freemail.hu

**Keywords:** Coastal tourism, ski tourism, environmental impacts, climate change

This paper intends to give an overview on some future aspects of ski and coastal tourism, in the light of climate change and sustainability, based on literature available.

Since the last third of the 20<sup>th</sup> century, tourism and sport with their immense development have become two of the most requested free-time activities of citizens in the developed countries. Also, the conjuncture of the need for recreation, which can be considered as the basic and most popular motivation of travelling and sport, is undiminished too. According to the investigations carried out by the World Tourism Organization, most popular physical activities among recreational travels are skiing, snowboarding, climbing, touring, water sports and cycling.

The popularity of outdoor activities in certain fields may lead to the high concentration of participants regarding both time and space, resulting in significant development in infrastructure altering the environment and also causing an increased load of environment. Research of the impact of tourism and sport on the natural environment, in addition to these two sectors becoming multitudinous, is becoming more and more essential as nowadays outdoor, sport-orientated travels are gaining more and more grounds.

Due to the expected consequences of global climate change, tourism faces several new challenges. Various impacts of climate change have the most effects on branches of tourism classified as mass tourism.

Analysis of the potential impacts of climate change tendencies and sport tourism on the relief of the Earth's surface and living world (long-term and regular observation of plant and animal species and ecosystems) is a more and more important objective today. During this, it is necessary to have a comprehensive analysis and evaluation that would determine the orientations of the development of each branch of mass tourism for all potential climate change scenarios. Moreover, climate change influencing the alternative branches of tourism (e.g. wine tourism, water tourism, hunting tourism) should not be forgotten in the future.



## A GALGAHÉVÍZI LÁPRÉT FELSZÍNBORÍTÁSI VISZONYAINAK VÁLTOZÁSA LÉGIFOTÓK ELEMZÉSE ALAPJÁN

VONA MÁRTON<sup>1</sup>, PENKSZA KÁROLY<sup>1</sup>, KRISTÓF DÁNIEL<sup>2</sup>,  
HELFRICH TÍMEA<sup>3</sup>, CENTERI CSABA<sup>3</sup>

<sup>1</sup>SzIE-Gödöllő, MKK, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék  
2100 Gödöllő, Péter K. u. 1. e-mail: Vona.Marton@mkk.szie.hu

<sup>2</sup>SzIE-Gödöllő, MKK, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Térinformatikai Tanszék  
2100 Gödöllő, Péter K. u. 1. e-mail: Kristof.Daniel@kti.szie.hu

<sup>3</sup>SzIE-Gödöllő, MKK, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi Tanszék  
2100 Gödöllő, Péter K. u. 1. e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu

**Kulcsszavak:** láprét, légifotó, felszínborítás, tájváltozás

**Összefoglalás:** 1990-ig a galgahévízi láprét rendszeres kaszálásával és legeltetésével a nádat jelentős mértékben sikerült visszaszorítani. A kaszálás megszűnésével a szukcessziós folyamatok felerősödtek, a jelentős természetvédelmi értékkel bíró növényfajok egyedszáma lecsökkent. Ezen folyamatok megfigyeléseindította el a kutatást. A Galgahévíz melletti láprét részletes florisztikai és cönológiai kutatása 1998-ban kezdődött. Az eddigi kutatások alapján 153 növényfajt jegyeztek fel a galgahévízi láprét területén. Több védett faj tömegesen jelenik meg a lápréten (*Iris sibirica*, *Dianthus superbus*, *Eriophorum angustifolium*, *Koeleria javorkae*). A kutatás során arra a következtetésre jutottunk, hogy az egyik legnagyobb problémát a láprét fennmaradásában az időnként előretörő nád jelenti, légifotók elemzése is ezt erősíti meg. Ennek megakadályozására szükségszerű egy megfelelő természetvédelmi kezelési terv kidolgozása, vagyis hosszútávú célunk a láprét revitalizációs terveinek tudományos megalapozása, elkészítése.

### Bevezetés

A vizes élőhelyek felé egyre fokozottabb figyelem irányul (DÉL-NYÍRSÉG BIHARI TÁJVÉDELMI EGYESÜLET 2001 és DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLAMENT AND OF THE COUNCIL 2000/60/EC ESTABLISHING A FRAMEWORK FOR COMMUNITY ACTION IN THE FIELD OF WATER POLICY 2000). A természetes közegben betöltött egyedülálló ökológiai szerepüknek köszönhetően, mind a természetes, mind a mesterséges vize élőhelyek (wetlandek) egyre inkább az érdeklődés és a kutatások középpontjába kerülnek (NÉMETH 2004).

Egy terület revitalizációs tervének elkészítéséhez elengedhetetlen a terület ökológiai adottságainak felmérése (KLEB et al. 2001, GULYÁS és LUKÁCS 2003). A hatékony tájléptékű ökológiai vizsgálatok meghatározó eleme a táj fejlődésének történeti értékelése. Át kell tekinteni a természeti folyamatok tájléptékű hatásait és értékelnünk kell az antropogén hatások jellegét (BARCZI és CENTERI 1999).

A tájrehabilitációs tevékenység fontos eleme a korábbi térképi anyagok, irattári információk és írásos emlékek feldolgozása. Ezeknek az ismereteknek a birtokában az egyes háttéranyagok elemzésével tervezhetjük meg azokat a rehabilitációs változtatásokat, amelyek végrehajtása esetén reményünk lehet arra, hogy tájaink változatos, mozaikos térszerkezete visszaalakuljon eredeti formájába (ARADI 2003, KISS 2005, STANDOVÁR és PRIMACK 2001).

KUNTZE (1990), valamint SUCCOW és JOOSTEN (2001) szerint a földfelszínt nem olyan régen még kb. 1 százalékban lápok borították. Az európai kontinensen ismert 495 ezer km<sup>2</sup>-nyi lápból mára mindössze kb. 187 ezer km<sup>2</sup> maradt fenn, tehát 62,3%-uk eltűnt. Magyarországon ez a folyamat még drasztikusabb formákat öltött, ugyanis hazánkban a lápok 97%-a pusztult el a lecsapolási, meliorációs, vízrendezési munkálatok, illetve a tőzgebányászat következtében az elmúlt 150 év során.

A természetvédelemről szóló 1996. évi LIII. törvény ún. „ex lege” védelem alá helyezte Magyarország összes lápját és egyéb, kis kiterjedésű, különös természeti értékű területét. Mindezek értelmében minden láp a törvény hatálybalépésének időpontjától, 1997. január 1-jétől védetté vált akkor is, ha adott esetben a különböző kataszteri kimutatásokban nem szerepel.

Növényzetük szempontjából a lápok lehetnek úszólápok, rétlápok, tőzgeomahalápok, láperdők és forráslápok. Az egyes lápok a tőzeg tulajdonságait tekintve lehetnek meszesek, vasasak, savanyúak, semlegesek vagy lúgosak (DÖMSÖDI 1980). Alakzati szempontból SUCCOW és JOOSTEN (2001), GÖTTLICH (1990), DÖMSÖDI (1988) kétféle láptípust különböztet meg: a sík-, vagy morfológiai lápok (jórészt ezek jellemzőek hazánkra), illetve a dagadólápok.

A lápok, mint tájalkotó vegetációformák, geológiai szempontból igen fiatal keletkezésűek. Maga a keletkezési folyamat azonban több ezer évig is tarthat. Az elláposodásnak különböző szakaszait lehet megkülönböztetni. A galgahévízi láprét a lápfejlődési stádium átmeneti fázisában van, a területen a víz csak a nagy esőzések, hóolvadások idején jelenik meg. 2005 nyarán a csapadékos időjárásnak köszönhetően a terület legmélyebb pontjain felszíni vízborítás is volt.

A munka során a célkitűzésünk az volt, hogy elkészítjük a rendelkezésre álló légi-fotók alapján a felszínborítás térinformatikai adatbázisát, majd ezen adatbázis alapján jellemezzük a láprét vegetációjának változását. Az eltérő növénytakarásfoltok természeti állapot-értékeléséhez kiszámítottuk a foltok terület-kerület arányát, majd ezen eredmények alapján javaslatot tettünk a természetvédelmi kezelés megalapozására.

### Anyag és módszer

A vizsgált területről készült alábbi légifotókat használtuk fel:

- 1: 1952 légifotó Hadtörténeti Múzeum Térképtára
- 2: FÖMI Archivum (1975): 8, 75–189/7992 Hévíz légifotó (1975.11.24.)
- 3: FÖMI Archivum (1982): 9, 82–086/1756 Galgagyörök légifotó (1982.04.29.)
- 4: FÖMI Archivum (1990): 10, 90–014/2679 Galgagyörök légifotó (1990.03.13.)
- 5: FÖMI Archivum (2001): 11, sc2679.tiff Dél-keleti része légifotó

A munkánk során ezeket a légifelvételeket digitálizáltuk, melyek alapot adtak a területtel kapcsolatos következtetések levonásához és javaslatok megfogalmazásához.

A légifotók és térképek transzformálás útján könnyen feldolgozhatóvá válnak térinformatikai szoftver (pl. ArcView GIS, ArcInfo, ERDAS Imagine, MAPINFO Professional stb.) segítségével. Ezek a számítógépes programok igen nagy méretűek, melyek feladata a hely és a helyhez kötődő tulajdonságok egyidejű tárolása. A vizuális interpretációhoz ArcView Version 3.1 programot használtunk.

A digitalizálás során az utakat, a vízrajzot, a különböző felszínborítási típusokat, valamint az ember által készített objektumokat, mint például a gazdasági épületeket vagy a villanyvezetéket ábrázoltuk. Az átnézeti digitális változatok elkészítése után elemeztük a felszínborításban bekövetkező változásokat, illetve azok szerepét a láprét mai képének kialakításában.

## **Eredmények**

### **Az 1952-es légifotó elemzése**

Az öt légifotó közül az 1952-ben készült az egyik legérdekesebb és egyben talán a legértékesebb is (1. ábra). Számos olyan információt hordoz, mely sokat mond a terület múltjáról anélkül, hogy előzetes ismereteink lennének a területről. A fotó minősége nem tökéletes, a különböző felszínborítási típusokat nehéz volt egymástól elkülöníteni, azonban a főbb csoportokat, a szántót, a kaszálót, a nádat, a nyílt vizet jól el lehet különíteni.

Az 1952-es légifotón jól látszanak a Galga, a Sósi-patak régi medermaradványai, amely hasznos volt a későbbi felszínborítás lehatárolásában, és további elemzésekhez is segítséget nyújthat. Az egykori mederágak megjelenítésével részletes elemzés nélkül is jól látható, hogy a patakok korábban a területen meandereztek. A medermaradványok helyén a vegetáció is más képet mutat, elkülönülve a környező területektől. A terepi tapasztalatok és a helyszíni vizsgálatok alapján kimutatható, hogy az egykori patakmeder talajtani jellemzői (pl. pH, szervesanyag-tartalom, szemcsefrakció eloszlás stb.) különböznek a láprét más részeinek hasonló talajtani paramétereitől. A légifotón megjelenő sötétebb színű, meanderekhez hasonló alakú foltok az egykor vagy jelenleg is vízzel borított területeket jelölik. A víz hatásának jobban kitett részekben a nedvesebb élőhelyeket kedvelő növények telepedtek meg, amely az 1950-es években összefüggő nádasok kialakulásához vezetett. E mellett nyílt vizes területek és más növénytársulások is jellemzőek voltak a láprétre. A láprétre feltételezhetően már korábban is jellemző nádasos-zsombékos, illetve magassásos-kékperjés növénytársulás komplexumok, a terület mintegy 50%-át fedték le. A gazdálkodók a környező, mezőgazdasági táblákat ún. „nádrágszíj parcellákon” művelték, amelyek jól kivehetők a légifotón. A láprét egy darabja (16,5%) is áldozatul esett az egyre nagyobb méreteket öltő földművelésnek, mert korábban a láp valószínűleg egészen a Galgáig húzódott. Az 1952-es légifotó tanulsága alapján láprét 3%-át kaszálták.

Az 1952-es a felvételen már fellelhető egy víztározó, melyet az összes légifotó digitalizált változatainak halastónak nevezünk el, ami jelenleg is megtalálható a láprét DK-i határában. A tó vízutánpótlásában a láprétet átszelő, az azt lecsapoló csatornahálózat is szerepet játszik, ugyanakkor ez a halastó egy talajvíztónak is minősíthető.

Ennek a csatornázással megoldott vízelvezetésnek, valamint a Galga és Sósi-patakok szabályozásának volt köszönhető az is, hogy míg régen a láprét határa a Galgáig is kiterjedt, addig a XX. század közepére a láprét annyira összezsugorodott, hogy a láprét és a szabályozott patakmeder közé egy szántó is beékelődött.

Épületeket és más emberi létesítményeket nem lehet látni a területen. A földutak néhol nehezen elkülöníthetők vagy nem látszanak a légifotón. 1952-ben a vízrajzot vizsgálva feltűnik, hogy a lápréten már részben készen lévő csatornahálózat csak alig észrevehetően rajzolódik ki.

### Az 1975-es légifotó elemzése

Az 1975-ben készült légifotón a terület kevésbé heterogén, mint 1952-ben (2. ábra). Sokkal kevesebb felszínborítás típust lehet elkülöníteni. A lecsapolás, vízrendezés hatására az 1952-es állapotok jelentősen megváltoztak, melynek következtében a vizes élőhely degradálódásnak indult. A lecsapolási munkálatok második szakasza az 1970-es években történt a lápréten. Ez idő tájt a területet kaszálták, a nádas kis részre szorult vissza (2 ha), mely a nagyszabású kaszálásnak köszönhető. A kaszálók a láprét több, mint 50%-át borítják! Az eltelt 23 év alatt a láprét környezetében különböző fákat is betelepítettek. A fák segítségével a területen uralkodó ÉNy-Ny-i szelet fogták fel (pl. a csatorna, műút mentén).

Az 1975-ben készült légifotón egyértelműen el lehet különíteni egy olyan felszínborítási típust, mely 1952-ben még fellelhető volt. Ez a Galga gátját borító, állandó taposás és zavarás által érintett gyepek növénytakarú, mely növelte a gyomok megjelenésének lehetőségét a láprét közvetlen környezetében.

A láprét ÉK-i határában három gazdasági épületet is megfigyelhetünk. Ezek az épületek valószínűleg egy állattartó gazdaság létesítményei voltak. A láprétet rendszeres kezeléssel tartották fenn, amit legeltetéssel vagy kaszálással oldhattak meg. A legeltetéshez és a lekaszált zöldtakarmány elfogyasztásához pedig állatokra volt szükség. Az épületek kiváló lehetőséget kínáltak nagyobb állatcsoportok tartására. A nád visszaszorulása valószínűsíthetően az állattartáshoz kapcsolódó kaszálásnak volt köszönhető.

A vízrajzban az előző állapothoz képest nem történt nagyobb mértékű változás. Mindössze a láprét déli határában ásták ki a csatornahálózat további kisebb darabját, amely segítette a víz elvezetését.

### Az 1982-es légifotó elemzése

1982-ben a láprét ismét heterogénebb képet mutatott, pedig a két egymást követő légifotó készítése alatt mindössze 7 év telt el. Az 1975-ben készült felvételhez képest egyes felszínborításban történt változás rövid idő alatt is nagymértékű volt, amelyből látható, hogy akár 7 év történései is képesek jelentősen megváltoztatni a táj arculatát. A nád a folyamatos kaszálás és legeltetés hiányában ismét gyors terjedésnek indult. Bár a rendszeres kaszálás megszűnt a lápréten, a kaszálók kiterjedése még így is jelentős.

A lápréti vegetáció domináns növénye a kékperje volt, amely dominánssá vált, de sás fajokkal, a sédbúzával és a náddal különböző komplexumokat alkotott. Összességében a láprét területének 18%-án jelent meg. 1975-höz képest a rétből még nagyobb részt szántottak fel, amely további veszélyforrás a láprét fennmaradása szempontjából. A gazdasági épületeket lebontották, helyükön a sásos, magassásos típusok társulási vegetációk terjedtek el. A fás szárú növényzet – mind a fák, mind a cserjék – száma nem változott a hét évvel korábbi állapothoz képest. A láprét déli részén lévő fasor választóvonalaként különíti el a láprétet a környező szántóktól.

Az 1975-ben készült felvételen az 1952-es légifotóval történt összehasonlításakor fel-fedezett csatornaszakasz nem látszik, az 1982-ben készült légifotón a vízelvezető árkot a fák koronái eltakarják.

### **Az 1990-es légifotó elemzése**

A galgahévízi láprét életében újra az emberi beavatkozás jegyeit lehet felismerni, melynek következtében hatalmas kiterjedésű homogén felszínborítási foltok jöttek létre (3. ábra). A klasszikus lápréti vegetáció-komplexek szinte teljesen eltűntek a területről. Egyedül a sásos-sédbúzás és nádas társulások találhatók meg kisebb foltokban. A település határában található tehenészet takarmányigényének kiegészítése érdekében – a teljes degradációtól megmentve –, az egész területet újra kaszálással tartották egyensúlyban.

A nádas területe – hasonlóan az 1952 és 1975 közötti megfigyelésekhez – csökkent, mindössze a csatornák között volt látható, két nagyobb kiterjedésű, összefüggő foltban. Az 1980-as években kiterjedt út menti nyílt sásos vegetációforma újabb részeket hódított meg, teljesen körülvette a halastavat is. Ennek ellenére még így is csak a láprét 9,4%-án jelent meg. Az eddig szántóként használt területek egy részét most ismét kaszálóként használták. Valószínű, hogy a magasabb talajvízszint miatt ez a terület inkább hasznosítható kaszálóként, mint szántóként. A láprét Ny-i részén lévő cserjés olyan mértékben kiterjedt, hogy a Sósi-patakot egy szakaszon a már intenzív művelésű szántók mellett is követi. A felvételen jól láthatóan rajzolódik ki egy, a vizsgált területet átszelő vonalas létesítmény, amely a lápréten jelenleg is áthaladó villanyvezeték.

### **A 2000-es légifotó elemzése**

A XX. század végére Magyarország állatállománya jelentős mértékben lecsökkent, melynek következtében az 1990-es évek elejétől kezdve jóval kevesebb zöldtakarmányra volt szükség, mint korábban. A gazdák felhagytak a terület kaszálásával, melynek következménye a nád és a fű intenzív térnyerése lett. A kaszálók nagysága jelentős mértékben lecsökkent – az előző (1990-es) állapothoz képest a negyedére – míg a szántók aránya olyannyira megnőtt, hogy a vizsgált terület 35%-át foglalta el.

A 2000-ben készült légifotón a felszínborítási foltok mozaikosabbak, mint valaha (4. ábra). A nádas soha nem látott mértékben terjedt el, hol a sás fajokkal, sédbúzával, kékperjével, hol cserjékkel, fákkal alkotva különböző elegyes vegetációformákat. A fás szárú növényzet, a füzesek is egyre nagyobb számban jelentek meg a láprét határain, melyek felbukkanása leginkább a kezeletlen területeken jellemző.

A természetes rendszerek az éretlen és rövid életű szukcessziós stádiumokon keresztül mindig egy tartós, stabil egyensúlyi fázisra törekszenek, mely jelen esetben nádas-füzes zárótársulást jelent.

A vízelvezető csatorna mellett végigfutó fasorokat kivágták. A láprét északi részén található homokdombján kitaposott út is látható. Ezt az ösvényt a láprét botanikai értékeit kutató szakemberek hagyták maguk után. A láprét növényzete a taposást nem tolerálja, így akaratlanul, de szó szerint utat nyithatunk a nemkívánatos gyomok elszaporodásához. Bár ez az „antropogén” hatás is kockázatot jelent, melyet nem kell alábecsülnünk, mégis, ha a botanikai, talajtani és élőhelyfelmérési alapkatatásokat nem végeztük volna el, akkor lehet, hogy ma már nem lenne mit védenünk, hiszen nem is tudnánk a láprét meglétéről.

## A láprét felszínborítási egységeinek terület-kerület aránya

Egy természetvédelmi szempontból értékes biotóp egyik fontos jellemzője a terület-kerület arány. Az egyes vegetációfoltok ezen arányát átlagolva fontos információkat szűrhetünk le egy élőhely fenntarthatósága szempontjából (1. táblázat).

1. táblázat A légifotókon elkülönített foltok terület/kerület aránya  
Table 1. Proportion of area/perimeter of the spots outlined on aerial photographs

Terület/kerület (m <sup>2</sup> /m)	1952	1975	1982	1990	2000
1. Erdő	–	6,54	12,02	10,50	10,70
2. Kaszáló	27,79	28,20	26,79	64,05	13,22
3. Szántó	49,00	46,95	60,51	56,72	41,52
4. Nád	16,61	5,52	11,70	22,61	25,56
5. Sás	–	15,61	7,82	18,33	–
6. Cserje	–	37,05	17,07	19,26	13,57
7. Gátoldal	–	20,36	23,15	21,48	18,12
8. Kékperje, sás, sédbúza	–	–	32,20	–	–
9. Sás, sédbúza	–	–	–	11,04	–
10. Kékperje, sás	19,31	–	10,87	–	–
11. Nád, nyílt víz	19,55	3,19	–	–	–
12. Nád, sás, zsombékos	14,66	–	–	–	–
13. Parlag	–	–	7,70	–	–
14. Nád, kékperje, sédbúza	–	–	7,02	–	–
15. Kékperje	–	–	11,25	–	7,93
16. Nedves nád	–	–	17,57	–	–
17. Nád, cserje	–	–	–	–	7,28
18. Nád, zsombék, sédbúza	–	–	–	–	13,23
19. Nád, sás	–	–	–	–	6,89
20. <i>Carex davalliane</i> , nád	–	–	–	–	14,11
21. Nád, sás, kékperje	–	–	–	–	9,96
22. Nád, <i>Calamagrostis can.</i> , sás	–	–	–	–	8,65
23. Sás, <i>Juncus rubnod.</i>	–	–	–	–	6,65
24. <i>Juncus rubnod.</i>	–	–	–	–	19,10
25. Facsetete	–	7,95	–	–	–
26. Halastó	10,99	12,97	13,32	13,39	14,26
<b>Átlag:</b>	<b>22,56</b>	<b>18,43</b>	<b>18,5</b>	<b>26,38</b>	<b>14,42</b>

Minél nagyobb értéket vesz fel a terület-kerület arány, annál stabilabban biztosított az élőhely fennmaradása. Érdemes megfigyelni, hogy 1990-ben 26,38 volt a láprét terület-kerület aránya (1. táblázat), míg 2000-ben 14,42. Ez komoly veszélyre hívja fel a figyelmet, mert ha egy élőhely túlzott mértékben felaprózódik, akkor a degradálódási folyamat már nehezen állítható meg, ami a teljes pusztuláshoz vezethet. Egy összefüggő állomány életközössége mindig stabilabb, mint az ugyanekkora helyen, de fragmentumokban található állományé.

## A 2005-ös állapotterkép elemzése

Mivel munkánk kezdetén a 2005-ös légifelvétel még nem készült el, így a jelenkori állapotterkép elkészítéséhez a 2000-ben készült légifotót használtuk fel terepi tapasztalatokkal kiegészítve. A láprét életében az elmúlt 5 évben – részben a megkezdett természetvédelmi kezeléseknek köszönhetően – ismét nagy változások zajlottak le. 2005 februárjában a terület nádtól való megtisztítására tettünk kísérletet a terület felégetésével. Ezt a kezelést azért februárban kellett végezni, mert a lápréten virító ritka, védett növények (pl. szibériai nőszirm, buglyos szegfű, mocsári nőszőfű, kornis tárnics) fejlődését, virágzását ekkor még nem hátráltatja. A februári beavatkozás nem jelent nagy veszélyt a védeni kívánt lápréti vegetáció fejlődésére, viszont a terület kezelhetőbbé tételéhez nagyban hozzájárul. Az elszáradt növényi maradványok elégnak, megújítván a területet. A tél végi égetést akkor célszerű végezni, amikor a területet még összefüggő, vékony hótakaró borítja. Az elhalt növényi részek elégnak, míg a később kelő növények nem sérülnek (PENKSZA et al. 2006).

A nád borítási területét az égetés utáni kaszálással 20%-kal sikerült visszaszorítani!

A 2005-ös állapotterképet összehasonlítva a 2000-ben készült légifelvétellel megállapítható, hogy a szántók területe kb. annyival nőtt, mint amekkora résszel a kaszálók területe csökkent. Az intenzív művelésű szántók növekedése természetvédelmi szempontból nem kívánatos.

Ha a szántók és kaszálók aránya fordítottan változna, akkor a kezelés során könnyebben érhetnénk el célunkat. A táji adottságok a területen inkább a kaszálók létrehozásának kedveznek. Ez a területhasználatban kívánatos változás azonban csak állami támogatási rendszer keretében valósulhat meg.

A beavatkozásoknak köszönhetően – a rendszeres, évente egy kora nyári, valamint egy őszi kaszálást is magába foglalja – a PINTÉR (2001) által feljegyzett növénytársulások újbóli térnyerését teszi lehetővé a lápréten. A nádas elegyes társulástípusok a területen visszaszorulóban vannak. Az uralkodó növényfaj helyenként továbbra is a kékperje maradt, de a náddal, a sédbúzával, és sás fajokkal is alko domináns foltokat.

Az összefüggő erdős rész már nem található meg a területen, helyette a láprét déli határán keskeny nádas-cserjés-fás társulás alakult ki. A kezelés során fokozott figyelmet kell fordítani az egyre inkább előretörő füzek visszaszorítására is, melyek mindinkább jellemzővé váltak a területen.

## Megvitatás

A láprét teljes területe „ex lege” védelem alatt áll, országos jelentőségű védett terület. Az elmúlt évtizedekben bekövetkező területhasználati változások hatására a láprét területe lecsökkent, a biotóp-hálózatban egykor betöltött szerepét nem tudja ellátni. A terület megóvása érdekében szükségszerű lenne tulajdonviszonyainak rendezése. Jelenleg a láprét fele a Duna-Ipoly Nemzeti Park tulajdona, másik fele, azonban több tulajdonosé. A fenntartása, egységes kezelése érdekében javasolható a terület megvásárlása a tulajdonosoktól, akik a területet nem gondolják. A felvásárlásnak valószínűsíthetően anyagi korlátai vannak, a Nemzeti Parknak nem áll rendelkezésére anyagi forrás a terület egyesítésére.



A területegyesítés mellett szükséges a láprét kezelését is elvégezni. Az általunk kezdeti természetvédelmi és tájrehabilitációs kezelés célja az intenzív nádasodás megakadályozása kaszálással. Ezenkívül fontos feladat a területen megjelent adventív gyomfajok (*Solidago* spp., *Amaranthus* spp., *Polygonum* spp.) szelektív kaszálása, illetve a gyomgócok felszámolása.

Vizsgálataink alapján a május végén, június elején történő, illetve egy őszi kaszálással jelentősen visszaszorítható a nád terjedése. A kaszálások során elsődleges szempontunk, hogy a védendő növénytársulások ne veszélyeztessük. A láprét botanikai értékeinek fenntartása érdekében a kaszálást foltokban, a veszélyeztetett vegetációtípusok fejlettségi állapotától függően végezzük el. A levágott növényi maradványokat a területen összegyűjtjük, az állattartó gazdák elszállítják és állataikkal feleltetik. Vizsgálatainkat, a természetvédelmi kezelést a jövőben is kívánjuk folytatni a láprét fennmaradása érdekében.

## Irodalom

- ARADI CS. 2003: Általános ökológia, hidrobiológia és természetvédelem. Egyetemi jegyzet. Debrecen.
- BARCZA., CENTERI CS. 1999: A mezőgazdálkodás, a természetvédelem és a talajok használatának kapcsolatrendszere. *ÖKO* 10: 41–48.
- DÉL-NYÍRSÉG BIHARI TÁJVÉDELMI EGYESÜLET 2001: Ökológiai vizsgálatok az Ecsedi-láp és peremvidéke maradvány lápterületein, azok rehabilitációjának és védetté nyilvánításának megalapozásának céljából. Debrecen.
- DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLAMENT AND OF THE COUNCIL 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Luxembourg, 23 October 2000.
- DÖMSÖDI J. 1980: A hazai tőzezlápok (tőzegek) osztályozása. *Földrajzi Értesítő* 29: 485–495.
- DÖMSÖDI J. 1988: Lápkepzdés, lápmegsemmisülés. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest.
- GÖTTLICH K. 1990: Moor- und Torfkunde. 3. Aufl.: 529 S.; Stuttgart (Schweizerbart).
- GULYÁS G. és LUKÁCS B. A. 2003: Vizes élőhelyek térképezése a Hernád magyarországi szakaszának jobb partján. *Hidrológiai közlöny* 83: 114–116.
- KISS A. 2005: A délkeleti Fertő-meder tájhasználat a szabályozások előtt, *Tájökológiai Lapok* 3: 325–334.
- KLEB B., PLÓSZ S., WINTER J. 2001: Zárójelentés a Hévíz-Keszthely-Sármellék környéi lápterület természetvédelmi kezelését, rekonstrukcióját megalapozó kutatások Plósz Bt. Budapest, pp. 70
- KUNTZE H. 1990: Zur Integration der Moore in die Kulturlandschaft. – Veröff. Niedersächsische Akad. Geowiss., 5: 74–84.
- NÉMETH N. (2004): Vizes (wetland) élőhelyek szerepe a tájban és hasznosításuk a szennyvíztisztításban, *Tájökológiai Lapok* 2: 49–62.
- PENKSZA K., CENTERI CS., TURCSÁNYI G., MÖSELER B. M., BARCZI A., VONA M., MALATINSZKY Á., VERRSECKY N., PINTÉR B., BOECKER D., BELAAGH M., POTTYONDY Á., HORVÁTH B., HELFRICH T., VONA M., VÁRADI B., FALUSI E., JUHÁZ T., SZABÓ M. 2006: A galgahévízi láprét biotikus és abiotikus tényezőinek jellemzése, értékelése. Pályázati kutatási jelentés, Gödöllői Természetkutató Egységlet Gödöllő, pp. 36
- PINTÉR B. 2001: A Galga-mente néhány lápfoltjának fitocönológiai vizsgálata. Diplomadolgozat. SZIE Gödöllő.
- STANDOVÁR T., PRIMACK R. B. 2001: A természetvédelem biológiai alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SUCCOW M., JOOSTEN H. 2001: Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl.: 622 S., 2 Beil.; Stuttgart (Schweizerbart).

CHANGE OF LAND COVER BASED ON THE ANALYSES OF AERIAL  
PHOTOGRAPHS IN THE PEATY MEADOW OF GALGAHÉVÍZ

M. VONA<sup>1</sup>, K. PENKSZA<sup>1</sup>, D. KRISTÓF<sup>2</sup>, T. HELFRICH<sup>3</sup>, C. CENTERI<sup>3</sup>

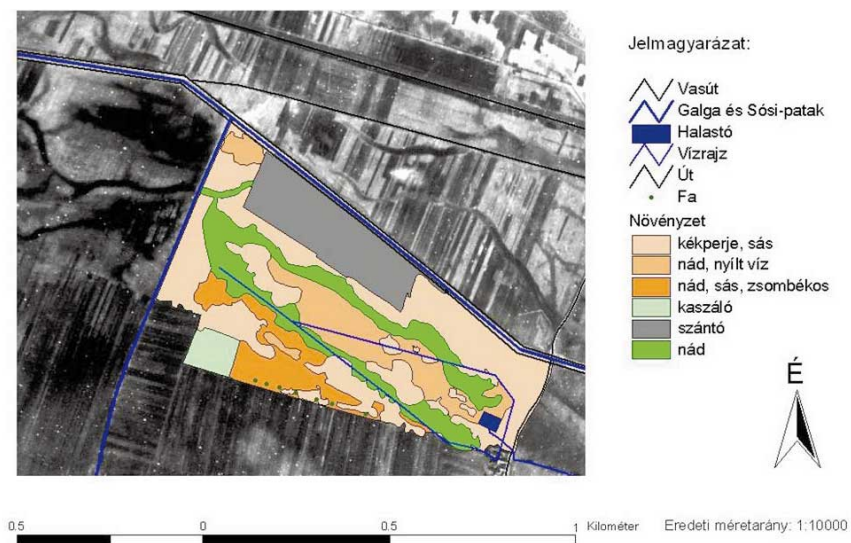
<sup>1</sup>SzIE-Gödöllő, MKK, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék  
Páter K. u. 1., H-2100 Gödöllő, Hungary e-mail: Vona.Marton@mkk.szie.hu, penksza@freestart.hu

<sup>2</sup>SzIE-Gödöllő, MKK, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Térinformatikai Tanszék  
Páter K. u. 1., H-2100 Gödöllő, Hungary e-mail: Kristof.Daniel@kti.szie.hu

<sup>3</sup>SzIE-Gödöllő, MKK, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi Tanszék  
Páter K. u. 1., H-2100 Gödöllő, Hungary e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu, helfrich@freemail.hu

**Keywords:** peaty meadow, aerial photo, land cover, landscape change

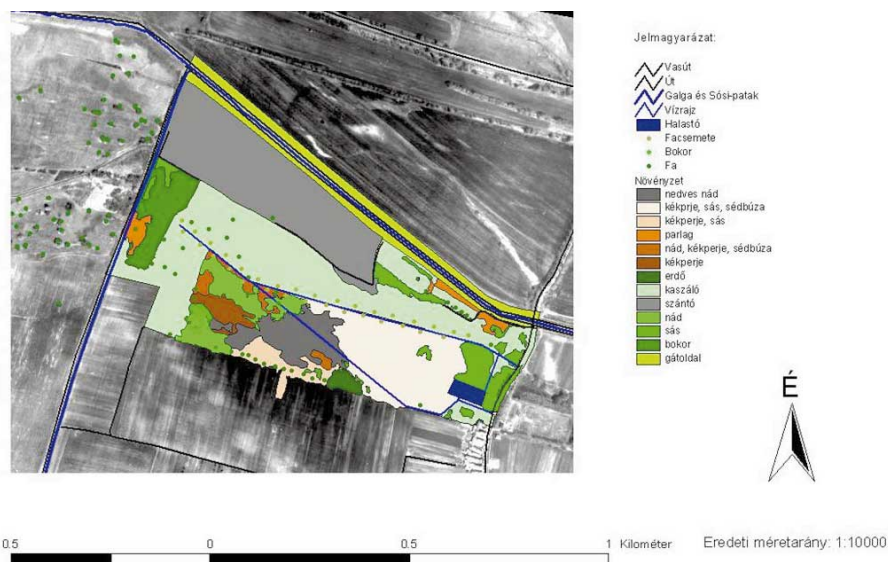
Until 1990 continuous mowing and grazing helped to reduce the area of reed in the peaty meadow of Galgahévíz. Mowing stopped; succession processes intensified causing decrease in the number of protected plants with high nature conservation value. The observation of these processes made us start the research on the meadow. The detailed coenological and floristical investigation of the peaty meadow started in 1998. There were 153 plant species recognized on the peaty meadow. More species have large number of individuals on the peaty meadow (*Iris sibirica*, *Dianthus superbus*, *Eriophorum angustifolium*, *Koeleria javorkae*). During the research we found that the biggest problem with maintaining the high nature conservation value of the peaty meadow is the aggressive expansion of the reed. To block this expansion there is great need to work out a nature conservation handling plan. Our long term aim is to establish the scientific base for the revitalization plans.



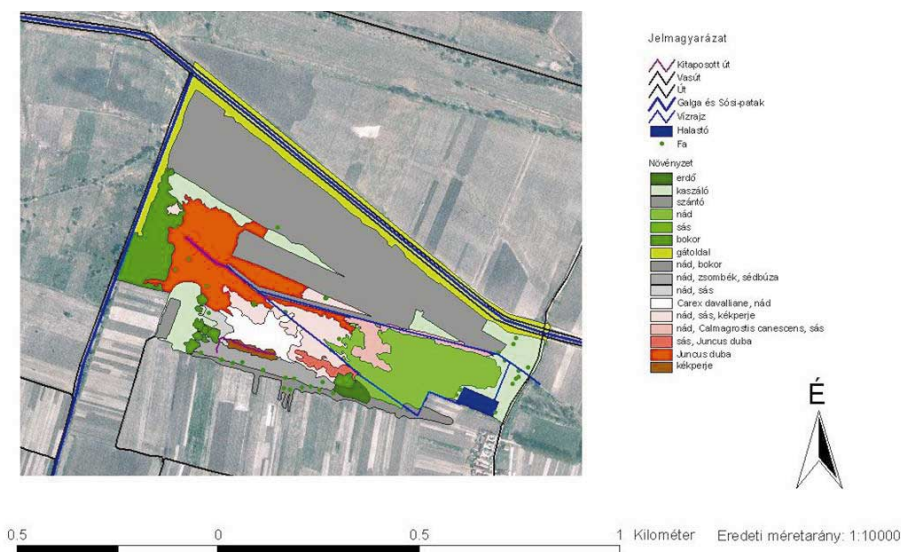
1. ábra Az 1952-es légifotó  
Figure 1. Aerial photograph from 1952



2. ábra Az 1975-es légifotó  
Figure 2. Aerial photograph from 1975



3. ábra Az 1982-es légifotó  
Figure 3. Aerial photograph from 1982



4. ábra A 2000-es légifotó  
Figure 4. Aerial photograph from 2000

## TÁJHASZNÁLAT-VÁLTOZÁS OKAI ÉS JELLEGE A CSOBÁNC-HEGYEN

FÓRIÁN TÜNDE

Debreceni Egyetem, Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék  
4032 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: foriantunde@freemail.hu

**Kulcsszavak:** tájhasználat-változás, tradicionális tájhasználat, szőlőművelés, művelési ág változás, parlagosodás

**Összefoglalás:** A Badacsonyi borvidék szerves részét képező Csobánc-hegyen a szőlőművelés mindig domináns szerepet játszott a többszöri regresszió ellenére is. A hagyományos szőlőműveléshez, mint tradicionális tájhasználati formához kapcsolódó táj főbb alkotóelemeit ma már értéknek tekintjük, és védelemben részesítjük. A vizsgálat fontosságát az adja, hogy itt több telken még a mai napig is megmaradtak ezek a formák, a Balatonhoz közelebb eső Badacsonytól, illetve a Szt. György-hegytől eltérően. A kutatás célja az volt, hogy rámutasson a tájhasználat-változást kiváltó tényezőkre és azok nyilvánvaló hatásaira, hogy meghatározza a különböző időszakokban történt változások irányát. A legfontosabb törekvés mégis az volt, hogy felhívja a figyelmet a Csobánc-hegyen sajátos formában fennmaradt hagyományos szőlőműveléshez kapcsolódó kultúr-táj elemeit több évtizede pusztító hatásokra és az azokat továbbra is fenyegető veszélyekre.

### Bevezetés

Az átlagosan 130–140 m magas Tapolcai-medencéből kiemelkedő bazaltos tanúhegy területe megközelítőleg 3 km<sup>2</sup> (a 150 m-es szintvonal, valamint nyugatról a Hajagostól elválasztó völgy által lehatárolva).

A terület lehatárolásából adódóan az enyhe (0–5%-os) lejtők az égtáji kitettségétől függetlenül a hegy összterületét tekintve igen kis részarányt képviselnek, és a geomorfológiai jellemzőkből adódóan a 40%-nál meredekebb hegyoldalak is nagyon kis területen, szinte kizárólagosan a bazaltsapkát határoló lejtőkön fordulnak elő (1. táblázat). Viszont a szőlőművelés számára kedvező adottságokkal rendelkező (déli, 5–40% közötti) lankák jellemzik a hegy legnagyobb területét.

1. táblázat A különböző irányú és meredekségű lejtők összterületben képviselt aránya (%)

Table 1. Percentage of slopes with different direction and steepness out of the total surface

	É	ÉK	K	DK	D	DNy	Ny	ÉNy	Összesen
0–5%	<b>0,70</b>	<b>0,51</b>	<b>0,69</b>	<b>0,89</b>	1,20	<b>0,57</b>	<b>0,18</b>	<b>0,38</b>	5,12
5–12%	3,59	2,49	2,77	3,29	3,10	1,97	1,17	2,73	<b>21,13</b>
12–17%	1,51	1,79	2,13	2,07	2,05	1,67	2,02	1,96	15,20
17–25%	2,34	3,03	3,67	3,26	2,67	<b>4,00</b>	<b>4,28</b>	2,84	<b>26,09</b>
25–40%	1,66	3,15	2,69	2,64	2,12	<b>4,34</b>	3,42	2,82	<b>22,84</b>
>40%	1,15	1,15	1,02	1,19	1,04	1,31	1,46	1,31	9,62
Összesen	10,94	12,14	12,97	<b>13,35</b>	12,17	<b>13,86</b>	12,53	12,04	100,00

## Módszerek

Az EOV koordinátarendszerbe illesztett, 1976-os 1:2000 méretarányú kataszteri-, 1980-as 1:10000 topográfiai-, és a 2000-es 1:2000 méretarányú kataszteri térképek digitalizálása az ArcView 3.2 szoftverrel történt.

Területhasználati térképet állítottam elő a 2003-as terepi felmérések alapján. Mivel a terepbejárások alkalmával is bebizonyosodott, hogy a valódi állapothoz legközelebb az 1980-as 1:10000-es topográfiai térkép állt, ezért a 2003-ig történt változások ezen a térképen lettek ábrázolva (2. ábra). A művelési ágak (erdő, gyeperet-legelő, kert-gyümölcsös, szőlő, szántó) kiterjedése szerint a különböző időszakok adatait összevettem egymással. A változásokat 3 csoportba soroltam: cserjés-erdős, füves-cserjés állapot, valamint irtás vagy új telepítés (1.–2. ábra).

A területi vonatkozású statisztikák az Idrisi For Windows program (CROSSTAB modul és Hisztogramok) segítségével készültek el.

## Eredmények és megvitatásuk

### Tradicionális tájhasználat

A Csobánc-hegyen, a tájhasználat jellegében bekövetkező változások megértéséhez feltétlenül szükséges bemutatni a ma hagyományos tájhasználatnak tekinthető szőlőművelési mód meghatározó jegyeit és a kialakulásukat befolyásoló tényezőket.

Az okiratok szerint szőlőt már 1221-től műveltek a hegyen, viszont csak az 1600-as évek végére vált a Csobánci uradalom legnagyobb értékévé (KOVACSICS és ILA 1988). A XVII. századig a többszöri regresszió ellenére a szőlőművelést fokozatos területnövekedés és minőségjavulás jellemezte. A szőlőművelés és borkészítés biztos jövedelemforrásnak számított, ennek megfelelően lelkiismeretesen gondozták földjeiket. Természetes törekvés volt, hogy az 1–2 holdas (0,4–0,8 ha) kisbirtokokon talpalatnyi föld se maradjon kihasználatlanul, így a tőkét sűrűn egymás közelébe, rendezetlenül, karó nélkül ültették. Ez volt az úgynevezett gyalogművelési mód.

A XVIII–XIX. században hozták létre, a mára jelentős tájképi értéket képviselő szőlőműveléshez kapcsolódó egyedi tájlemek többségét. A XVIII. században a szőlőterületek már a bazaltsziklák tövéig felhúzódtak. A sziklák lábánál, a ma már erdő borította területen is találkozhatunk még szőlőtelkek, épületromok, a talajból kikerült kövekből épült kőbástyák, valamint hatalmas lejtőirányba futó kőrákások maradványaival. A XVIII–XIX. század folyamán épültek a lejtő irányával párhuzamosan földbe süllyesztett népi jellegű kőpincék, általában a telek alsó, kevésbé értékes részén, melyet árnyékoló fákkal (legtöbbször ez diófa volt) ültettek körül. A kultúrtájhoz szorosan kapcsolódott a fehérre meszelt kápolna és az útkereszteződésénél felállított keresztek (VAJKAI 1958).

Csak néhány nagyobb egyházi és uradalmi földbirtok volt, mégis ezeken az uradalmi birtokokon termett minőségi szőlőből készült bor tette ismertté a Balaton-felvidéket, sajnos a terület nehéz megközelíthetősége miatt csak a XVIII–XIX. században (LAPOSA 1988).



A XIX. század végére több jelentős negatív hatás érte a szőlőművelést. Beszűkült a belső piac, kevés a kivitel, de jelentős a saját fogyasztás. Az extenzív termelés volt a jellemző, a kiváló borok helyett leginkább az olcsóbb, gyengébb minőségű borok mennyiségi termelése látszott kifizetődőbbnek. A szőlőtermelők súlyos anyagi gondokkal küszködtek, helyzetük kilátástalanná vált, ami a szőlőkultúra gyors hanyatlását vonta maga után (ÉGETŐ 1975). 1886-ra a filoxéra (szőlőgyökértetű), majd 1891-ben a peronoszpóra is kiterjedt a Balaton-felvidék szőlőhegyeire, az eddigi legsúlyosabb válságát okozva a Balaton-felvidéki szőlőművelésnek. A magasabb fekvésű, meredekebb oldalak művelésétől a permetezéshez szükséges víz beszerzésének és szállításának nehézségei is visszatartották a szőlőművelőket. Így szükségessé vált a kiváló minőséget adó hegyi szőlők, és termőhelyek védelme. 1897-ben borvidékbeosztást készítettek, mely alapján a Csobánc, a Badacsonyi borvidék része lett (LAPOSA 1988).

A pusztítások utáni újraterelítés során felújították, korszerűsítették a több százéves technikát, amely művelési módszert ma hagyományos művelési módnak neveznek. Megszűnt a sornélküli gyalogművelés, helyette sorokba rendezve (60-80 cm-es sortávolsággal), karó használatával, ellenállóbb fajtákat telepítettek újra, alacsony, bakművelési módszerrel. Legnagyobb előnye, hogy ezzel mérsékelhető legjobban az elemi csapások hatása, nem kíván különösebb szakértelmet, és mégis minőségi termés érhető el. A szőlőtőkék szárának kisebb mértékű terheléséből adódóan, akár 60-100 évet is élhetnek, a pótlások és az újra telepítések szempontjából ez jelentős költségmegtakarítást jelent. Hátránya viszont, hogy kézi talajgondozás szükséges.

Ez a művelési forma a tájszerkezetben még nem okozott jelentős átalakulást, továbbra is a XVIII. századi tájhoz volt hasonló. A terület magas fokú kihasználása, felaprózottsága, és a kisbirtokok túlsúlya továbbra is jellemző maradt. Az 1935-ös kataszter alapján Gyulakeszi község 369 gazdasága közül 122 db 1 kataszteri holdnál (0,575 ha) kisebb volt.

Összességében elmondható, hogy a XX. század elejéig a kisebb-nagyobb visszaesések ellenére egy egységes időszakról beszélhetünk, mely a szőlő hasonló művelési módszerének, és a család megélhetésében betöltött kulcsfontosságú szerepének tulajdonítható.

### **A tájhasználat megváltozása**

A művelési ág megoszlásban ma is mutakozó változások (parlagosodás, erdősödés) lassan – a filoxéravész követő évtizedekben – indultak meg, a legkedvezőtlenebb É-ÉK-i és a legmeredekebb lejtők művelésének felhagyásával.

1945 után a megélhetés biztosítása érdekében az emberek már városokban, gyárakban, illetve bányákban dolgoztak megváltozott a szőlőkhöz fűződő viszony, a szőlő már nem volt a fő jövedelemforrás, inkább a rekreációt biztosította a dolgozók számára. Földosztáskor sokan kaptak kis területű szőlőt, de nem tudták megfelelően művelni. Hivatalos felvásárlási árakat határoztak meg, ami túl alacsony volt, így ráfizetéses lett a termelés. Sok telket felapróztak, hogy csökkentsék a terheket. Nem érte meg nemes fajokkal újra telepíteni vagy korszerűbb technikát alkalmazni, így tehát maradt a filoxéravész utáni, hagyományos művelési mód és szőlőtőke.



Ennek következtében már az 50-es évek elején a Balaton-felvidék magasabb, meredekebb területein kiterjedt bokros parlagokat találtak, ahol az egykori szőlőkultúra nyomai még láthatóak voltak. Ezeket a területeket már nem vonták zártkertbe. A Csobáncon is az É-ÉK-i lejtők 12 ha-nyi területe már kimaradt a zártkerti rendezés alól. 1961-ben megszüntették a több száz éve működő hegyközséget, ami az elhanyagolt állapotot tovább rontotta, hiszen már nem volt szervezet, ami a közös hegymunkákat kézben tarthatta volna. Megindult a termelőszövetkezetbe vonás, a szőlő bizonyos részét, amely alkalmatlan volt nagyüzemi művelésre, a gazdák megtarthatták háztájiként. Az 1970-es években a helyzetet súlyosbította, hogy a falvak lakóinak zöme az idősebb korosztályhoz tartozott, akiknek sem erejük, sem pénzük nem volt az újratelepítéshez, és a szőlő megfelelő gondozásához. Az emberek, és a szőlők elöregedése egyértelműen jelezte a kedvezőtlen helyzet további romlását (ILLÉS et al. 1981).

Az 1976-os 1:2000-es kataszteri térkép adatai alapján a gyepterület már 29%-ot, a szőlővel megegyező nagyságú területet foglalt el. Az erdő 9%-ot borított, ami valószínűleg helytelen adat, figyelembe véve a négy évvel későbbi 1980-as 19%-os erdőarányt (1. ábra). Összességében megállapítható, hogy a gyepeként nyilvántartott telkek egy részét már cserjés-erdős vegetáció foglalta el.

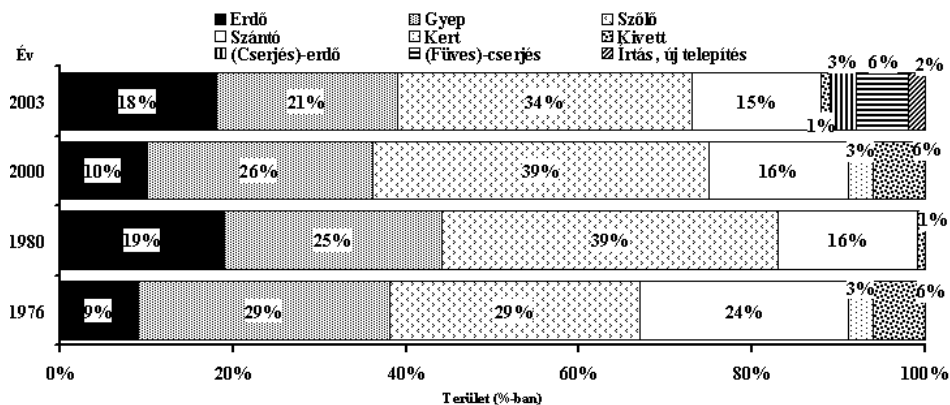
A lankásabb (5–12%, 12–17%-os) déli lejtőkön a Badacsonyi Állami Gazdagág, a DK-i oldalon pedig a Gulácsi TSz végzett nagyüzemi telepítést 1967–1989 között, mely során a természetes felszínfejlődés, és a korábbi antropogén formák nyomait eltüntették, és hatalmas homogén tájoltokat alakítottak ki (tájidegen művelési mód, hosszú egyenes sorok, 3 m-es sortávolság, és 2 m magas huzalos támasz alkalmazásával). Meg kell jegyezni, hogy ez a Csobáncon is jelentősen rontja a tájharmóniát, de szerencsésebb helyzetben volt, mint a Badacsony, ugyanis itt a területrendezés során nem volt szükség hatalmas teraszok kialakítására.

A Balaton part kiépülése serkentette az üdülőttelepek kialakulását, a felhagyott telkeket nyaralónak vásárolták meg a városiak. Viszont a parti sávban később elrendelt építési tilalom következtében az érdeklődés a „hátsó” területek felé irányult, így a Csobáncot a fellendülő turizmus hatásai csak az 1980-as évekre érték el. A telkeken lévő szőlőt több esetben kivágták, az épület környezetét befűvesítették, parkosították, és tájba nem illő növényeket (pl. fenyő, tuja stb.) vagy gyümölcsöst telepítettek a helyére.

1980-ra (az 1:10000-es topográfiai térkép alapján) a déli lejtők nagyüzemi szőlőtelepítésének eredményeként a szőlőterület nagysága 39%-ra növekedett, viszont a gyepterület aránya továbbra is magas maradt 25%. Mivel a topográfia térkép felvételezése a terepen történik, és nem nyilvántartás alapján, az erdő 19%-os aránya valószínűen a tényleges arányt tükrözte (1. ábra).

Az 1980-as évektől a gépesíthetőség érdekében, a hagyományos művelésű szőlők jelentős részét telepítették újra úgynevezett átalakított kordonos módszerrel, minden második sor kivágásával, 160–180 cm-es sortávolság és huzalos támasz alkalmazásával, ami a tájszerkezetben szintén jelentős változást okozott.

Az 1976-os és a 2000-es kataszteri térképek adatait összehasonlítva szembetűnik, hogy a nagyüzemi telepítés által okozott szőlőterület növekedést kivéve szinte teljesen megegyeznek. Az 1980-as topográfiai térkép adataival összevetve az erdő 10%-os részesedését (2000-ben) jelentős erdőterület csökkenéssel számolhatunk, pedig erdőirtás nem történt, sőt a parlagosodás továbbra is jellemző maradt (1. ábra). Tehát a kataszteri térképek csak bizonyos fenntartások mellett alkalmazhatóak, ami annak köszönhető,



1. ábra A különböző művelési ágak megoszlása

Figure 1. The distribution of different types of land uses

hogy nem tükrözik hűen a művelési ágak valós arányát, mivel a telkek, jelen esetben a szőlők állapotáról nem nyújtanak megfelelő tájékoztatást. A helyszínen tapasztalható volt, hogy a nyilvántartásban szereplő szőlőknek csak az 55%-át művelik rendszeresen. A telkek 37%-nál csak a terület egy részét hasznosítják szőlőként vagy gyümölcsösként, és 8%-át pedig már több éve egyáltalán nem művelnek.

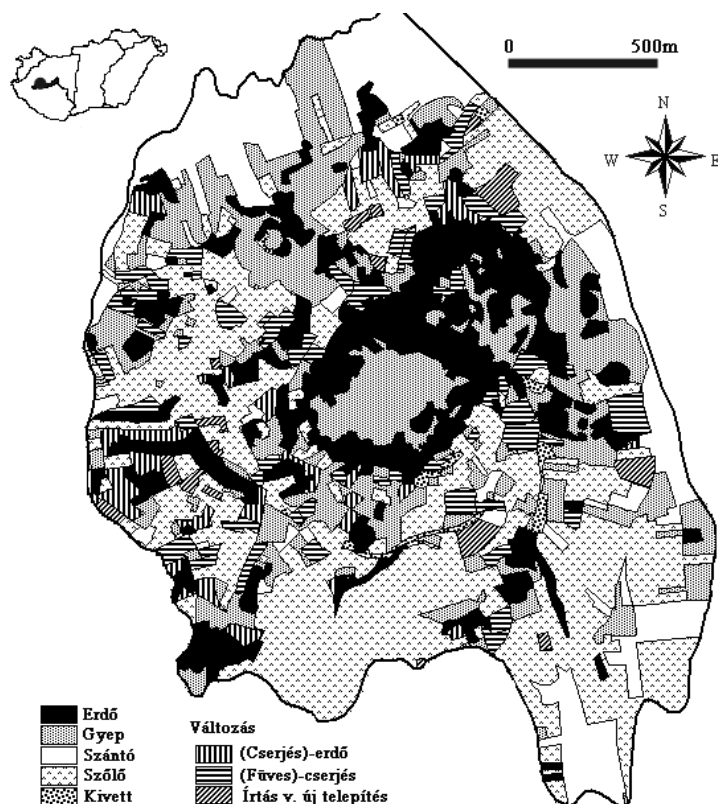
1980-tól 2003-ig az összterületnek a 11%-án történt változás, mely nem érintette a művelés alól kivett területeket (1. ábra). Jelentősen nőtt a parlag aránya, a hegy teljes területéből 9%-ot tesz ki, és csak 2%-nyi területen irtották ki a másodlagos növényzetet vagy telepítettek újra szőlőt. Nagyobb területcsökkenésről beszélhetünk a szőlő (-17,1 ha, 14,4%-os területcsökkenés) a gyep (-13,1 ha) valamint a szántó (-2,92 ha) művelési ágak esetében.

A változásokat tekintve a parlagosodás mértéke és a lejtőmeredekség között szoros összefüggés mutatható ki. A meredekség növekedésével arányosan nő a cserjés-erdős és a füves-cserjés vegetáció által borított területek nagysága. A korábban már említett 40%-nál meredekebb lejtők (amik a hegy kisebb területére jellemzőek) az 1980-as évekre már nagyrészt erdővel borítottak voltak, ebből adódik, hogy azokat a beerdősödés folyamata csak ilyen enyhe mértékben érintette (3. ábra (1.)).

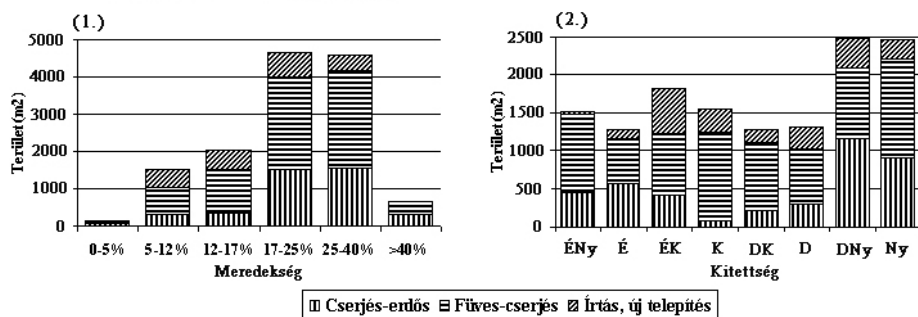
A parlagosodást és a kitettséget összevetve már nem állapítható meg ilyen egyértelmű összefüggés. Ki kell emelni, azonban a DNy-i és a Ny-i irányú lejtők kiugróan nagy részarányát, mely főleg a 17–25% és 25–40% meredekséggel jellemezhető csuszamlásos területeket jelenti (3. ábra (2.)).

Az egyre alacsonyabb borárak és a túl apró telek (87%-a 0,5 ha-nál kisebb) miatt nemcsak a szőlőterület, hanem a talajerózió elleni védekezés és a talajvédelmi munkák gyakorisága is csökkent (hasonlóan a XIX. sz. végéhez). A hetvenes évek óta csak nőtt az idősebb tulajdonosok aránya, 26 szőlőbirtokosból 11 már 60 évnél idősebb. Ezen tényezők együttesen a még meglévő szőlők fokozatos állapotromlását eredményezték.

Közel egy évszázada a „szoknya” egész területét (nemcsak a hegy magasabb régióját) érinti a parlagosodás, beerdősödés folyamata és a szőlők degradációja. Ez egyrészt a ma már megőrzendő értéknek tekintett kultúrtájhoz kapcsolódó formakincs pusztulását,



2. ábra Területhasználat változás 1980–2003 között a Csobánc-hegyen  
Figure 2. Land use change on the Csobánc hill between 1980 and 2003



3. ábra A változások (1980–2003) meredekség<sup>(1)</sup> és expozíció<sup>(2)</sup> szerint  
Figure 3. The land use changes (1980–2003) according to steepness and exposition

másrészt pedig a természetes vegetáció térhódítását is jelenti. Továbbá a XX. században a művelés ági változásokon kívül olyan, a korábbiakban még nem tapasztalt tájszerkezeti átalakulás is (pl. sortávolság növekedése; nagy, egybefüggő, homogén tájfolt megjelenése stb.) lezajlott, mely módosította a térbeli elrendeződést is.

### Következtetések

A tulajdonosok rossz anyagi helyzetének és magas korának köszönhető, hogy a tradicionális szőlőműveléshez kapcsolódó tájelemek egy része még fennmaradt, viszont ez nem jelenti azt, hogy ezen a módon továbbra is megőrizhető marad. A Balatoni Nemzeti Park részét képező kultúrtáj megőrzése érdekében a kiváló minőségű szőlőt termő hegyoldalakat védetté kell nyilvánítani, és a gazdákat pedig anyagi támogatással kell ösztönözni a szőlőművelésre. A turizmus szempontjából javasolt lenne a parlagok tájba illeszthető módon történő újratelepítése és a már kialakult zárt erdőtársulások fenntartása.

### Irodalom

- ÉGETŐ M. 1975: XVIII-XIX. századi paraszti szőlőművelésünk néhány jellemző vonása. A solti példa. *Agrártörténeti Szemle* 12: 450-462.
- ILLÉS I., LAPOSA J., MÁTÉ F. 1981: Mezőgazdaság a tó körül. In: ILLÉS I. (szerk): *Tavunk, a Balaton*. Natura Kiadó, pp. 191-211.
- KOVACSICS J., ILA B. 1988: Veszprém megye helytörténeti lexikona II. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- LAPOSA J. 1988: szőlőhegyek a Balaton-felvidéken. *Mezőgazdasági Kiadó*, Budapest.
- VAJKAI A. 1958: Balaton melléki présházak. *Képzőművészeti Alap Kiadóvállalata*, Budapest.

### CAUSES AND CHARACTERS OF THE LAND USE CHANGE ON THE CSOBÁNC-HILL

T. FÓRIÁN

University of Debrecen, Department of Physical Geography and Geoinformatics  
H-4032, Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: foriantunde@freemail.hu

**Keywords:** land use change, traditional land use, vineyards, fallow phase

The Csobánc-hill is a part and parcel of the Badacsony Historical Wine Region, which is characterized by significant anthropogeneous impacts. Over millennia vineyards played a dominant part in the history of the hill despite the repeated regressions. The main elements of the traditional cultivation methods have still remained in more parcels of the Csobánc-hill in contrast with the Badacsony-hill and the Szt. György-hill. After the percentage of the different land uses was examined with the help of the maps from various times on the hill, I tried to determine the inductive factors, impacts and the direction of the land use changes to draw attention to the threatening influences for the landscape.

## A VILÁG TERMÉSZETVÉDELME NEK TÖRTÉNELMI KEZDETEI A VÉDETT TERÜLETEK KIALAKÍTÁSÁRA VONATKOZÓAN

CENTERI CSABA<sup>1</sup>, GYULAI FERENC<sup>2</sup>

<sup>1</sup>SzIE-Gödöllő, MKK, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu

<sup>2</sup>SzIE-Gödöllő, MKK, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Földhasználati és Tájgazdálkodási Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Gyulai.Ferenc@kti.szie.hu

**Kulcsszavak:** természetvédelem, történet, világ, védett területek

**Összefoglalás:** A természet védelmét szolgáló területek kijelölése már több ezer évvel ezelőtt elkezdődött. A természetvédelem hivatalos történetének kezdete azonban a XIX. századra tehető. 1872-ben alakult meg a Yellowstone Nemzeti Park, ez a természetvédelem hivatalos történetének kiindulási pontja. Az IUCN legújabb, a védett területek kezeléséhez kialakított kategóriarendszerét 1994-ben fogadták el. Ennek előzményével, a védett területek kialakulásának, illetve kialakításának történetével foglalkozunk, bemutatva az első védett területeket az I. világháború kezdetéig.

### Előzmények

Az ökoszisztémák és fajok védelme az ember környezetromboló tevékenysége, a bioszféra rosszul és túlzott mértékben való használata miatt került a figyelem középpontjába. Ma már a kormányok többsége tisztában van azzal, hogy a fajok védelme szükségszerű kötelességünk az emberiség fennmaradásának érdekében. Persze nem minden kormány tesz erre vonatkozóan erőfeszítéseket, vagy ha igen, akkor különböző mértékben. Úgy tűnik, hogy az emberek önállóan nem képesek önkéntes védelmi stratégia kidolgozására, ezért ez a világon mindenhol a kormányok feladata. Ez különösen fontos, mivel drámai mértékben csökkent az emberi behatás alatt nem álló, ún. szűz területek kiterjedése (az összes szárazföld 1%-a). Ennek köszönhető, hogy védett területek alig kerülhettek kijelölésre érintetlen természeti környezetben, tehát bizonyos mértékű emberi behatás szinte mindegyiket éri. Éppen ezért a védett területek kezelésére vonatkozóan az IUCN (International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources) kidolgozott egy kategóriarendszert, amely a következő hat kategóriát különbözteti meg: I. szigorúan védett természetvédelmi területek, vadonterületek; II. nemzeti parkok; III. természeti emlékek; IV. kezelt természetvédelmi területek (vadrezervátumok); V. tájvédelmi körzetek (védett szárazföldi és tengeri tájak); VI. védett területek a természeti erőforrások fenntartható kitermelésével (Standovár és Primack 2001). Ennek megértéséhez érdemes megismerni, röviden áttekinteni a védett területek kialakításának kezdetét.

A védett területek szorosan kapcsolódnak az emberi civilizációhoz. Az első védett területek alapítása királyok és uralkodók nevéhez és rendeleteihez fűződik. Indiában már 2000 évvel ezelőtt létezett ilyen. Az a gondolat azonban, hogy egyes területek maradjanak meg érintetlenül, nem elsősorban a természetvédelmi törekvések miatt merült fel, hanem vallási okokból. Titkos vagy vallási helyeket alakítottak ki egyes csendes-óceáni népcsoportok (ún. „taou” területeket), de ismerünk hasonlókat Afrikából is. A ruandai Itshyanya vallási hely volt évszázadokig, nemcsak odalátogatni (és így vadászni, fát

vágni és házat építeni), de átutazni sem volt szabad a területen, így a vadon élő állatok teljes biztonságban érezhették magukat. Ennek köszönhetően a XX. sz. elején, amikor az európaiak felfedezték és komolyabb tűzerejű fegyvereikkel már nekifogtak a vadállomány pusztításának, a Itshyanya területén kiváló állapotban lévő vadállomány élt (CENTERI 2006).

Európában elsősorban erdőrészeket jelöltek ki védett területként, de sokkal kézzelfoghatóbb volt az indok: vadászat. A vadászat a bátorság és így a férfiasság, de a nemeség kifejezése is volt. Vadászat céljára már ezer évvel ezelőtt is jelöltek ki területeket, ahová csak a nemesek juthattak be, és így a köznép számára a vadászat egyenlő lett a vadorzással. Európa egyik legjobban megőrződött természeti területe ma Gran Paradiso Nemzeti Park (Olaszország) néven ismert. Ez 1836-ban hivatalos vadászterület, 1856-ban pedig Királyi Vadászati Rezervátum lett. Annak ellenére, hogy az alapítókat nem a természeti értékek védelme ösztönözte, ezek a vallási és vadászati céllal „lekerített” területek mégis szolgáltak ilyen célokat is.

A mai védett területek története a XIX. században gyökerezik. Az angol költő, William Wordsworth 1810-ben fogalmazta meg víziószerű elképzelését az angliai Lake District környékéről: „egyfajta nemzeti tulajdon”. 1832-ben az amerikai költő, felfedező és művész, George Catlin felhívta a figyelmet egy olyan parkra, amely a nemzeté, és benne az emberek és a vadak együtt létezhetnek, megőrizve ugyanakkor a parkban fellelhető természet vadságát és frissességét. 1864-ben egy kongresszusi határozat megteremtette a mai Yosemite Nemzeti Park alapjait azzal, hogy a nagyközönség számára rendelkezésre bocsátotta felüdülési célból.

### A mérföldkő

Az első valódi nemzeti parkot 1872. március 1-jén alapították, és itt idézzük a pontos angol szöveget: „as a public park or pleasuring ground for the benefit and enjoyment of the people“. A megfogalmazásból látható, hogy a parkot egyértelműen az emberek érdekében alapították, nem pedig a természeti értékek védelmére. A Yellowstone alapítása ennek megfelelően nem töltötte be azt a szerepet, amit George Catlin megálmodott, így például az indián lakosság érdekeit egyáltalán nem vette figyelembe.

Az első nemzeti parkokat és védett területeket az észak-amerikai kontinensen, valamint Ausztráliában és Új-Zélandon, illetve Dél-Afrikában alapították. Az észak-amerikai és ausztrál őslakosok nem építettek fél kontinensre kiterjedő úthálózatokat, nem irtottak ki több ezer hektárnyi erdőt, hogy aztán feltörhessék szántóföldnek. Sokkal nagyobb összhangban éltek a természettel, mint a mai lakosok. Talán ez lehet az egyik oka (http1) annak, hogy ezeken a kontinenseken jöttek létre az első nemzeti parkok.

### További védett területek alapítása a XIX. sz. végén

A védett területekre vonatkozóan a WDPA (World Database on Protected Areas) (http2), a WCMC (World Conservation Monitoring Centre) és az UNEP (United Nations Environmental Program) közös együttműködésében létrehozott adatbázisból juthatunk alapadatokhoz. Ezekben szerepel a védett terület neve, az ország neve, az IUCN kategória kódja, a földrajzi szélesség és hosszúság (ahol a park fekszik), a területi kiterjedése, az adatszolgáltató neve és az adatszolgáltatás ideje, a tulajdonos és a kezelő személye.

Jelenleg 10 évente rendeznek világkongresszust nemzeti park témakörben. Ezekre az alkalmakra frissítik a korábban beérkező adatbázist. A legutóbbi konferencia 2003-ban volt. Ebből az adatbázisból, illetve elsősorban a konzorciumot alkotó szervezetek honlapjáról és CENTERI (2006) alapján gyűjtöttük és elemeztük az adatokat és információkat a védett területek történetére vonatkozóan.

Az első érdekes írott, hivatalos adat, hogy 1866-ban Ausztráliában kijelöltek egy 2000 ha-os területet védelmi és turisztikai célokra Sydneytől nyugatra. Ez adta az alapját a későbbi Blue Mountains Nemzeti Parknak. A Yellowstone után 1879-ben alakult meg a világ második nemzeti parkja. A már említett, 1866-ban alapított védett területhez hasonlóan ezt is Sydney mellett hozták létre, hogy kielégítsék a robbanásszerűen növekvő nagyvárosban élők természet iránti igényét. Történelmi fontosságú, hogy ezt a parkot egyszerűen úgy hívták: „The National Park”, azaz „A nemzeti park”. Később Royal Nemzeti Park névre keresztelték. Ez volt az első olyan védett terület, amelynek a nevében már szerepel a „nemzeti park” kifejezés. Az ausztrálok szerint ők használták először ezt a kifejezést, de az amerikaiak ezt vitatják.

Fontos lépés volt a Tongariro Nemzeti Park (Új-Zéland) 1894-es alapítása, mert ez volt az első eset, ahol az őslakosokkal teljes egyetértésben, és azok érdekeinek széleskörű figyelembe vételével történt a nemzeti park alapítása. Ez volt Új-Zéland első nemzeti parkja

A XIX. században összesen 13 nemzeti parkot alapítottak (1. táblázat). A parkok három nagyon fontos ismérvvel rendelkeztek:

1. kormányzati határozat rendelkezett az alapításról;
2. a kijelölt terület általában nagy, és relatíve érintetlen volt;
3. a parkokat látogathatóvá tették az állampolgárok számára.

Ebből is láthatjuk, hogy a nemzeti parkok eszméjének központi pillére a látogathatóságuk, azaz, hogy nyitva állnak az emberek előtt. A védett területek közül pedig elsősorban a nemzeti parkokról vannak konkrét információink.

1. táblázat Az első nemzeti parkok a világon

Table 1. The first national parks of the World

Nemzeti Park	Ország	Alapítás éve
1. Yellowstone	USA	1872
2. The National Park (később: Royal)	Ausztrália	1879
3. Banff	Kanada	1885
4. Glacier	Kanada	1886
5. Yosemite	USA	1890
6. Sequoia	USA	1890
7. Belair	Ausztrália	1891
8. Ku Ring Gai Chase	Ausztrália	1894
9. Tongariro	Új-Zéland	1894
10. Waterton Lakes	Kanada	1895
11. Wilson's Promontory	Ausztrália	1898
12. Mount Buffalo	Ausztrália	1898
13. El Chico	Mexikó	1898



Az 1. táblázatban szereplő nemzeti parkokon kívül fontos még megemlítenünk a nagyszámban kialakított erdőrezervátumokat, melyeket a XIX. sz. utolsó éveiben Dél-Afrikában alapítottak.

Kanadában említésre méltó tartományi parkokat alapítottak: Ontario-ban Algonquin (1893) és Rondeau (1894); Quebec-ben Les Laurentides és Mont Tremblant (mindkettőt 1895-ben).

A túlzott vadászat késztette arra a Brit Birodalmat, hogy Sabie Vadrezervátum néven védett dél-afrikai területet jelöljön ki 1898-ban (később ebből hozták létre a ma egyik legismertebb nemzeti parkot, a Krüger 1926-ban). 1903-ban megalakul Dél-Afrika első nemzeti parkja, a Natal Drakensberg. 1926-ban hozták létre a natali Hluhluwe, Umfolozi és Saint Lucia vadrezervátumokat.

A XIX. század végén, az angol gyarmatokon végrehajtott védett terület alapítások hatására világszerte terjedni kezdtek a kijelölések. Számos ország hozott törvényt a védett területek kijelölésére és kezelésére vonatkozóan. Végül megszorodtak a védett területek, bár a XX. sz. első évtizedében még mindig az USA büszkélkedhet a legnagyobb számú védelem alá helyezéssel. Míg ebben az évtizedben összesen 68 védett terület alakult a világban, ennek fele(!) történt az USA-ban, és ugyanannyi máshol a világban. Terület szempontjából az USA 9,2 millió, az összes többi ország pedig 2,9 millió hektár területet jelölt ki védelemre.

A következő országok csatlakoztak még az Amerikai Egyesült Államokon, Új-Zélandon (14 kijelölés történt – IUCN Ia, II és III), Dél-Afrikán (három kijelölés – IUCN II és IV) és Kanadán (Jasper Nemzeti Park, 1907) kívül a védett területet alapító országok csoportjához:

- Dánia (1902, egy területtel – IUCN V),
- Japán (1902, egy területtel – IUCN II),
- Malajzia (1906, két területtel – IUCN Ia és IV),
- Hollandia (1906, egy területtel – IUCN IV),
- Chile (1907, egy területtel – IUCN IV),
- Lengyelország (1907 egy területtel – IUCN IV) és
- Svédország (kilenc kijelölés – Ia, II, IV).

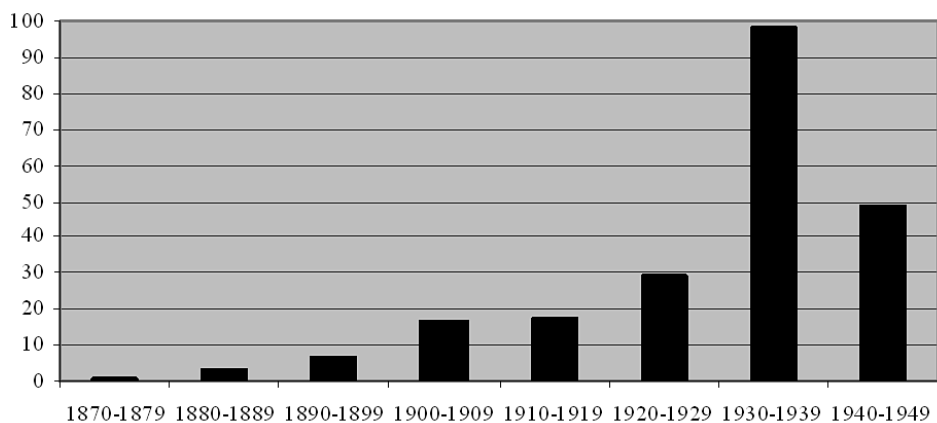
Az első évtized fontos európai események időszaka is volt. Ekkor alakult Európa első nemzeti parkja, az Abisko. Nem is álltak meg a nemzeti parkok alapításával, ugyanebben az évben alakultak a Stora Sjöfallet, a Sarek és a Peljekajse Nemzeti Parkok is.

A WDPA adatbázisban nem szerepel minden védett terület. 1908-ban hozták létre Indiában, Kaziranga területén az Assam rezervátumot, amely azóta nemzeti park státuszt kapott, és talán egész Ázsia legkiválóbb vadrezervátuma.

A védett területek alapítása természetesen tovább folyt. Ezekből az 1950-ig alapított nemzeti parkokat mutatja az 1. ábra.

### Összefoglalás

A közölt adatok alapján a természetvédelem kezdeti történetét jelentős részben a nemzeti parkok alapításához köthetjük. Amennyiben elfogadjuk, hogy a világ természetvédelmének legfontosabb eseménye a Yellowstone Nemzeti Park megalapítása, akkor a következő fontosabb mérföldköveket sorolhatjuk fel a WDPA adatbázisa alapján (<http2>) a védett területek kijelölésére vonatkozóan:



1. ábra Az alapított nemzeti parkok száma a XX. század első felében

*Fiuger 1.* Number of established national parks in the first half of the 20<sup>th</sup> century

- 1872 – a világ első nemzeti parkjának, a Yellowstone Nemzeti Parknak az alapítása;
- 1879 – megalakul az első ausztrál nemzeti park (The National Park, később Royal);
- 1885 – megalakul az első kanadai nemzeti park (Rocky Mountain, később Banff);
- 1893 – megalakul az első kanadai provinciális park (Algonquin);
- 1894 – megalakul az első új-zélandi nemzeti park (Tongariro);
- 1898 – megalakul az első mexikói nemzeti park (El Chico);
- 1902 – megalakul az első japán védett terület (Kominato Speciális Nemzeti Vadvédelmi Terület), amely az első nem gyarmati ország, ahol védettségre jelölnek ki területet; Dánia kijelöli első védett területét;
- 1903 – megalakul az első dél-afrikai nemzeti park (Natal Drakensberg);
- 1906 – Malajzia két, Hollandia egy területet nyilvánít védetté;
- 1907 – Chile és Lengyelország is kijelöli első védett területét;
- 1909 – Svédország összesen 9 védett területet jelöl ki, ezzel megalakul Európa első nemzeti parkja is;
- 1910 – létrejön az első karibi védett terület Grenadában (Grand Etang Erdőrezervátum néven) és az első indonéziai védett terület (Sibatu Lotang Véderdő néven);
- 1911-ben megalakult a „Dominion Parks Branch” (a későbbi Parks Canada), a Földön az első olyan kormányzati szerv lett, amely kizárólag a nemzeti parkok kezelése céljával jött létre;
- 1912 – az első afrikai, de nem dél-afrikai védett területet alapítják Nigériában (Milliken Hill – IUCN Ia).

Összességében elmondhatjuk, hogy a Yellowstone Nemzeti Park alapításától az I. világháború kezdetéig ezek voltak a természetvédelem világsszintű történetének legfontosabb eseményei és főbb állomásai. Az I. világháborútól napjainkig számos változás zajlott le a világon a természetvédelemben, amelyek ismertetése bővebb elemzést igényel.

### Irodalom

- CENTERI CS. (2006): A világ nemzeti parkjai. Egyetemi Jegyzet (4. átdolgozott kiadás). Gödöllő, p. 229
- STANDOVÁR T., PRIMACK R. B. (2001): A természetvédelmi biológia alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Bp., p. 542
- http1: [http://www.strath.ac.uk/Departments/Geography/course\\_materials/cnr/lecture13/cnr\\_lec\\_13.html](http://www.strath.ac.uk/Departments/Geography/course_materials/cnr/lecture13/cnr_lec_13.html) (már nem él az oldal, a szerzőknél elérhető)
- http2: <http://www.unep-wcmc.org/wdpa/>

### THE BEGGING OF NATURE CONSERVATION HISTORY CONCERNING THE DESIGNATION OF PROTECTED AREAS

C. CENTERI<sup>1</sup>, F. GYULAI<sup>2</sup>

<sup>1</sup>SIU-Faculty of Environmental and Agricultural Sciences, Institute of Environment and Landscape Management, Dept. of Nature Conservation  
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu

<sup>2</sup>SIU-Faculty of Environmental and Agricultural Sciences, Institute of Environment and Landscape Management, Dept. of Land Use and Landscape Management  
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Gyulai.Ferenc@kti.szie.hu

**Keywords:** nature conservation, history, world, protected areas

Designation of the areas for the purpose of nature conservation started a few thousands years ago. The official start of the history of nature conservation was the 19<sup>th</sup> century. In 1872 Yellowstone National Park was established, this is the official starting date of nature conservation. The newest categories of the IUCN for the management of protected areas were accepted in 1994. We wish to give an overview about the antecedents, about the history of the designation and forming of protected areas, introducing the first protected areas until the First World War.

TALAJTANI VÁNDORGYŰLÉS  
2006. AUGUSZTUS 26–28.  
SOPRON, BIO-SPORT HOTEL LŐVÉR

A MAE Talajtani Társasága, az MTA Talajtani és Agrokémiai Bizottsága és a Nyugat Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar Talajtani Vándorgyűlést rendezett Sopronban, 2006. augusztus 23–25-ig. A talajtani vándorgyűlések hagyományát több mint egy évtized után élesztette fel a Talajtani Társaság, miután a rendszerváltás időszaka előtt azok sora megszakadt. A rendezvényt jelenleg kétévente szervezik.

A 2006-os vándorgyűlés mottója: „A XXI. század kihívásai a talajokkal kapcsolatos adatok felvételezése, tárolása és alkalmazása terén”.

Konferencia helyszíne a következő volt: Bio-Sport Hotel Lővér (9400 Sopron, Vári u. 4.). A konferencián 23 előadás és 39 poszter segítette az idei témakörök megismerését. Az első napon (augusztus 23.) a köszöntők után a plenáris előadás következett, amelyen Dr. Németh Tamás, a Magyar Tudományos Akadémia, Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézetének (MTA-TAKI) igazgatója a hazai talajtani felsőoktatásról beszélt. Bemutatta azon hazai felsőoktatási intézményeket, amelyek talajtan oktatásával foglalkoznak. A plenáris előadás után a „Földminősítés és talajmonitorozás” témakörében ismerkedhettünk meg a legfontosabb hazai eredményekkel. Este nyolc órakor baráti találkozóra került sor a konferenciának helyet adó hotelben.

A második napon (augusztus 24.) talajosztályozás és talajtérképezés témakörökben hallhattak előadásokat, majd ebéd után tanulmányúton vehettek részt a szakemberek. A tanulmányút mottója: „Láp és szikes talajok tanulmányozása a Fertő-Hanság Nemzeti Park területén”. A harmadik napon (aug. 25.) terepi bemutatóval folytatódott a program a Soproni-hegységben.

A szervezőbizottság tagjai Dr. Bidló András (elnök); Dr. Heil Bálint (titkár); Prof. Michéli Erika, Szabóné Kele Gabriella, Dr. Búzás István, dr. Simon László, László Péter és Pirkó Béla (tagok); Prof. Máthé Ferenc, Prof. Stefanovits Pál, Prof. Várallyay György (a tudományos bizottság tagjai).

Centeri Csaba  
Szent István Egyetem  
Természetvédelmi Tanszék

## ÖSSZEFOGLALÓ A COST 634 WORKSHOP ESEMÉNYEIRŐL WAGENINGEN (HOLLANDIA), 2006. OKTÓBER 1–3.

A workshop-ot a Wageningeni Egyetem Erózió és Talaj és Vízvédelmi Csoportja rendezte. A helyszín a Wageningen International Conference Centre (WICC), Wageningen (Hollandia) volt. A konferencia 2006 október 1–3 között került megrendezésre.

A workshop célja az volt, hogy megvitassa a Talaj és Vízvédelmi beavatkozások, a kutatási módszertan és jó gyakorlat farmszintű bevezetésének eredményeit, a talajvédelmi politikában leírtak alkalmazását. A jelenlegi workshop épített a korábbi COST 634-es találkozók, elsősorban a Mont Saint Aignan-ban "Soil conservation management, perception and policy" címmel tartott konferencia eredményeire.

A wageningeni konferencia két munkacsoport munkáját érintette, melyek a következők:

- WG 1: Szabályozási kérdések a fenntartható földhasználat bevezetésében, és
- WG 2: Fenntartható farm-méretű kezelés.

A workshop négy kérdéskörre koncentrált az európai mezőgazdaságban. A második munkacsoportban (WG2) a „Gazdálkodók fogékonysága és adaptációs viselkedése a Talaj és Vízvédelmi Politikával kapcsolatban” perception and adoption behaviour with regard to SWC” és „A Talaj és Vízvédelmi Politikai intézkedések alkalmazását érintő szocio-ökonomiai (és fizikai) tényezők” kerültek tárgyalásra. Az első munkacsoportban (WG1) „Az erózió „on- és offsite” hatásai és a Talaj és Vízvédelmi Politika intézkedései” és „A szabályozási intézkedések hatásai (KAP stb.) Talaj és Vízvédelmi Politika intézkedéseinek adaptációjára” témaköröket tárgyalták.



*1. ábra: A wageningeni COST 634 konferenciájának résztvevői a tanulmányúton*  
*Figure 1. Participants of the Wageningen COST 634 conference on the field trip*

A workshop végén négy csoportban történt megbeszélés:

- a. Kibővített kutatás a Talaj és Vízvédelmi Politika adaptációjához
- b. Európai Talajstratégia
- c. KAP, Agrár-környezeti intézkedések és kereszt-megfeleltetés (cross-compliance)
- d. Az erózió „off-site” hatásainak csökkentése

Az összefoglaló célja, hogy áttekintést adjon a wageningeni COST 634 workshop-ról. Az elhangzott előadások és poszterek (5 percben lehetőség volt azok bemutatására is) címe (ezeket ld. Az angol nyelvű összefoglalóban!) jó áttekintést ad a megvitatott témákról. Összességében 17 ország (Belgium, Czech Republic, Denmark, France, Germany, Greece, Hungary, Iceland, Luxembourg, Poland, Portugal, Slovakia, Sweden, Switzerland, Poland, The Netherlands, United Kingdom) 50 képviselője vett részt a workshop munkájában.

## SUMMARY ABOUT THE COST 634 WORKSHOP ON FARM LEVEL ADOPTION OF SOIL AND WATER CONSERVATION MEASURES AND POLICY IMPLICATIONS IN EUROPE

The workshop was organized by Erosion and Soil and Water Conservation Group of Wageningen University at Wageningen International Conference Centre (WICC), Wageningen (The Netherlands), in October 1–3, 2006.

The aim of the workshop was to discuss research methodologies and results on farm level adoption of Soil and Water Conservation (SWC) measures and best practices. The workshop had built upon the outcome of earlier COST 634 conferences, and in particular the one in Mont Saint Aignan on “Soil conservation management, perception and policy”.

The present conference concerned two COST 634 working groups:

- WG 1: Policy issues in the implementation of sustainable land use, and
- WG 2: Sustainable farm-scale management.

The workshop focused on four issues in European agriculture. Under WG2 “Farmer’s perception and adoption behavior with regard to SWC” and “Socio-economic (and physical) factors, affecting adoption of SWC measures”; under WG1 “On- and offsite impact of soil erosion and SWC measures” and “Effects of policy measures (CAP, etc.) on adoption of SWC measures” were discussed.

### 2<sup>nd</sup> of October program

**Keynote speaker:** Lahmar: Adoption of conservation agriculture in Europe

#### Session 1: Stakeholders perceptions, influencing adoption

1. Ingram: Revealing knowledge of scientists and farmers
2. Schneider: Farmers’ perceptions and reasoning
3. Heitz: Stakeholders’ risk perception muddy flows
4. Sattler: Factors in farmers’ acceptance of SC measures
5. Fry: Social learning processes for SWC

#### Session 2: Adoption of SWC (Preben Olsen)

6. Wauters: Adoption SWC; Theory planned behaviour
7. Mathieu: Toward the notion of social functioning
8. Meerkkerk: Adoption of cover crops
9. Lundekvam: Effects econ. factors on adoption of SWC
10. Spaan: Adoption of SWC measures in Limburg

#### Poster session

De Lima: Physical factors in adoption

Van Lynden: Mapping the unknown?

#### *Ramos: SWC measures in vineyards & EU policies*

Wisniowska: Estimation of fertilizer elements losses

Ronfort: Towards a time and space runoff assessment

Centeri: Reasons for nutrient losses and possible solutions

#### *Jakubiková: Impact of seasonal vegetation development*

#### *Bechmann: Estimating uncertainty mitigation phosphorus*

### 3<sup>rd</sup> of October program – Policies for SWC (WG1)

**Keynote speaker:** Swerts: SWC Policies in Belgium

#### Session 3: Impact assessment & tools for SWC policies (John Boardman)

11. Evrard & Liégeois: Integrated management muddy floods
12. Posthumus: CAP reform & runoff from farmland in UK/Wales
13. Ledermann: Ecological, economic & social impacts of SWC
14. Kuhlman: Costs and benefits of soil conservation
15. Martinez Casasnovas: Changes in vineyard cultivation & EU policies

**Session 4: EU Policies on SWC (Leo Stroosnijder)**

- 16. Schuler: Effects policies on soil erosion, MODAM
- 17. Stolte: Implications EU Soil Strategy for Dutch policy
- 18. Barkarsan & Arnalds: Farmers' role in SC and policies
- 19. de Graaff: Cross-compliance for erosion in olive orchards

At the end of the workshop there were discussions in four groups on:

- a. Research on (increased) adoption of SWC
- b. European Soil Strategy
- c. CAP, Agro-environmental measures and cross-compliance
- d. Reducing off-site effects of erosion

The summary wishes to give an overview of the COST 634 workshop in Wageningen. The titles of the presentations give a good idea about the main scopes of the discussed themes. Altogether 50 participants from 17 countries (Belgium, Czech Republic, Denmark, France, Germany, Greece, Hungary, Iceland, Luxembourg, Poland, Portugal, Slovakia, Sweden, Switzerland, Poland, The Netherlands, United Kingdom) took part (see example on Figure 1. in the Hungarian summary!) in the work of the workshop.

Centeri Csaba  
Szent István University  
Dept. of Nature Conservation



### III. MAGYAR FÖLDRAJZI KONFERENCIA 2006. SZEPTEMBER 6–7. BUDAPEST, MAGYAR TUDOMÁNYOS AKADÉMIA

A **III. Magyar Földrajzi Konferencia** az MTA Földrajztudományi Kutatóintézete szervezésében, a Magyar Tudományos Akadémia és illetékes Tudományos Bizottságai, valamint a Magyar Földrajzi Társaság támogatásával került megrendezésre.

A Konferencia célja annak a földrajztudományi szakmai fórumnak a folytatása, amely 2001-ben indult el. A 2006. évi konferenciát a Magyar Tudományos Akadémia központi épületében rendezték meg, ahol a rokon-tudományok (talajtan, klimatológia, meteorológia, hidrológia, kartográfia, geológia, tájépítészet, tájrendezés stb.) képviselői is szerepeltek.

A Tudományos és Szervező Bizottság a következőkből állt: Schweitzer Ferenc, Kertész Ádám, Dövényi Zoltán, Kocsis Károly, Pusztai János.

Az előadásokat és poszttereket a következő szekciókba várták a szervezők:

1. geomorfológia;
2. földrajz és térinformatika;
3. klímátörténet, klímaváltozás, klimatológia;
4. talajföldrajz, talajtan, földhasznosítás;
5. tájföldrajz, tájérzékenység;
6. tájtörténet;
7. vízgazdálkodás és hidrológia;
8. gazdaságföldrajz;
9. népességföldrajz;
10. politikai- és történeti földrajz;
11. regionális földrajz;
12. szociálgeográfia;
13. településföldrajz;
14. terület- és településfejlesztés;
15. turizmus földrajza.

A konferencia 15 szekciójában összesen 132 előadás és 88 poszter bemutatására nyílt lehetőség, több mint 100 résztvevő szereplésével.

Centeri Csaba  
Szent István Egyetem  
Természetvédelmi Tanszék

## A 18. TALAJTANI VILÁGKONGRESSZUS

2006. JÚLIUS 9–15. PHILADELPHIA, PENNSYLVANIA, USA

A 18. Talajtani Világkongresszus az Amerikai Egyesült Államokban, a Pennsylvania állambeli Philadelphiában került megrendezésre. A korábbi kongresszusokhoz hasonlóan Philadelphiában is nagy volt az érdeklődés a talajtan területén dolgozó szakemberek körében. A konferencia-kiadványban mindössze a program, az előadók és az előadások/posztterek címe (összesen 179 szekció, 3209 cím) kapott helyet. A 2700 absztraktot felvonultató CD 2006. május 10-én készült el. Az ezután érkezett absztraktokat a kongresszus honlapján találjuk: <http://www.18wcss.org>.

A kongresszuson minden fontos témakörben hangzottak el előadások. Hallhattunk a talajtan jövőjéről, modellezésről, talajtérképezésről, távérzékelésről, talajosztályozásról, talajhasználatról, a mezőgazdasági művelés hosszú távú hatásáról, a talajfizikai és talajkémiái kérdésekről, talajpusztulásról, tápanyagmozgásról stb.

A posztterek száma meghaladta a 3300-at, melyek egy nagyobb hangár méretű és több kisebb teremben voltak kiállítva. A nagyterem négy sarkában ún. színházakat állítottak fel, ahol a poszttereket bemutatók közül néhányan szóban is ismertetették eredményeiket. Egyre inkább terjedő tendencia a világon, hogy a posztterek nem kizárólag papír formában kerülnek bemutatásra, hanem lehetőséget kapnak a poszter szerzői egy rövid, általában öt perces szóbeli előadásra, amelyet – a szóbeli előadásokhoz hasonlóan – power pointos bemutató kísér. Így a poszterrel való megjelenés kétszer annyi munkával jár. A posztterek előterében kaptak helyet a talajtannal kapcsolatos eszközöket szolgáltató, könyveket és folyóiratokat megjelentető cégek.

A szervező bizottságot a következő személyekből alkották:

- Lee Sommers, Co-Chair, Organizing Committee Colorado State University,
- Larry Wilding, Co-Chair, Organizing Committee Texas A&M University,
- Don Sparks, a Nemzetközi Talajtani Társaság (IUSS) elnöke, University of Delaware,
- Gary Petersen, a Nemzetközi Talajtani Társaság (IUSS) alelnöke, Penn State University,
- Lois Peterson, Liaison with National Research Council National Academy of Sciences.

A magyar delegáció a következő tagokból állt:

- Michéli Erika, a Magyar Talajtani Társaság elnöke (Szent István Egyetem, Gödöllő),
- Czinkota Imre (Szent István Egyetem, Gödöllő),
- Tolner László (Szent István Egyetem, Gödöllő),
- Vágó Imre (Debreceni Egyetem),
- Dobos Endre (Miskolci Egyetem),
- Pepó Péter (Debreceni Egyetem),
- Nemes Attila (University of California Riverside),
- Ibrahim Issa (Szent István Egyetem, Gödöllő),
- Centeri Csaba (Szent István Egyetem, Gödöllő).

A kongresszus honlapjának címe: <http://www.18wcss.org>

Centeri Csaba  
Szent István Egyetem  
Természetvédelmi Tanszék

## ÖSSZEFOGLALÓ A 14. NEMZETKÖZI TÁJÖKOLÓGIAI SZIMPÓZIUMRÓL (SZLOVÁKIA)

### THE 14<sup>TH</sup> INTERNACIONAL SYMPOSIUM ON LANDSCAPE ECOLOGY RESEARCH (SLOVAKIA)

A konferencia 2006. október 4–7 között került megrendezésre a Magas-Tátrában, Stará Lesná, melynek a Szlovák Akadémia Kutatóháza adott otthont.

A symposium rendezője a Szlovák Tudományos Akadémia Tájökológiai Intézete (Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences, International Association for Landscape Ecology), valamint a Nyitrai Egyetem volt. (Department of Ecology and Environment, Faculty of Natural Sciences, Constantine the Philosopher University Nitra).

A konferencia az alábbi szekciókban értekezett:

- Past and current landscape changes (22 fő),
- European IALE Meeting,
- Simulation of future in landscape ecology (7 fő),
- Shifting paradigms and concepts in landscape ecology (3 fő),
- Processes in landscape ecology (10 fő),
- Other aspects of landscape ecology (4 fő),
- Landscape management and sustainable development (7 fő).

Az előadók Szlovákiából (20 fő), Csehországból (24 fő), Nagy-britanniából (8 fő), Hollandiából (1 fő), Litvániából (3 fő), Lengyelországból (6 fő), Ausztriából (4 fő), Németországból (6 fő), Görögországból (1 fő), Oroszországból (1 fő), Észtországból (2 fő), Törökországból (2 fő), illetve Magyarországról (9 fő) érkeztek.

A magyar delegáció tagjai:

- Penszsa Károly, Falusi Eszter, Balogh Ákos, Vona Márton (SzIE, Tájökológiai Tanszék);
- Malatinszky Ákos, Centeri Csaba (SzIE, Természetvédelmi Tanszék);
- Szabó György, Szabó Szilárd (DE, Tájvédelem és Környezeti Földrajz Tanszék),
- Zsembery Zita (Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium).

A poszter szekcióban 75 poszter-előadást tekinthettünk meg

A konferencia talán az egyetlen rendszeresen megrendezésre kerülő alkalom, ahol a Kelet-Közép Európai tájökológiai kutatásokat áttekinthetjük. Az előadások egymást követő szekciókban kerültek lebonyolításra a három nap során. Igen jól szemléltették a Kárpát-medencében folyó tájökológiai kutatások főbb irányvonalait. Lehetőség nyílt a térségben dolgozó kutatók eszmecserejére; esetleges kapcsolódási pontok, közös projektek kidolgozásához nélkülözhetetlen együttgondolkodásra. A közel azonos környezeti, pénzügyi adottságokkal, nehézségekkel rendelkező kutatási területeken folytatott munkák eredményeinek, megismerése tárgította a kutatók szemléletét.

A konferencia során kiadványsorozat jelentek meg. Ingyenesen lehetett válogatni az *Ecologica Bratislava* régi számaiból és vásárolni az újakból. Megjelentek kutatóintézetek összefoglaló monográfiái, valamint a hazai Tájökológiai Lapok új száma (4. évf. 1. szám).

A konferencia résztvevőinek lehetősége van megfelelő színvonalú cikkek megjelentetésére az *impakt* faktorral rendelkező *Ecologica Bratislava* folyóiratban.

A konferenciát követően két szervezett kirándulásra volt lehetőség a festői környezetű Magas-Tátrában, mely őszi köntösbén különösen szép látványt nyújtott.

Reméljük jövőre még szélesebb körből veszünk részt a konferencián magyar részről is, ezzel is erősítve a hazai tájökológiai kutatások ismertségét, és elismerését.

Vona Márton  
Szent István Egyetem, Tájökológiai Tanszék

## MEDIA NATURAE

(Beszámoló egy nemzetközi oktatási programról)

Európai természeti örökségünk megismerése és megóvása

A Media Naturae a Leonardo-da-Vinci Unió program által finanszírozott kétéves projekt. Egy olyan nemzetközi egyetemi képzés melynek célja az ökológia, ökonómia és pedagógiai szempontok összehangolása a közép-európai természeti- és kultúrtájak fenntartása kapcsán.

A képzés egyik fő célja, hogy a természetvédelem, ökológia és ökonómia integrálását elősegítse a legkülönbözőbb szakmai területekre, megtanítani a természetvédelemmel kapcsolatos problémamegoldás és projekttervezés technikáit, illetve a természet érdekeinek érvényesítését a saját munkakörben.

A projektkészítés során nemcsak a hazai, hanem a regionális és határon átlépő tervek kidolgozása, vezetése és reklámozása is a tananyag célja.

Ezen a nemzetközi tanfolyamon Ausztriából, Csehországból, Szlovákiából, Magyarországról és Olaszországból érkező tanárok és diákok vesznek részt. A fő szervező a bécsi Agrártudományi Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Intézete, amely három közép-európai egyetemmel:

- Mendel Mező- és Erdőgazdasági Egyetem, Brno, Csehország; Erdőmérnöki Kar; Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Intézet; Erdővédelmi Intézet,
- Műszaki Egyetem, Zólyom Szlovákia; Erdőmérnöki Kar; Erdővédelmi és Vadgazdálkodási Intézet,
- Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, Magyarország; Erdőmérnöki Kar; Környezettudományi Intézet; Erdővédelmi Intézet.

Illetve számos más intézménnyel áll kapcsolatban,

- Fertő-Hanság Nemzeti Park, Sarród, Magyarország,
- Nemzeti Parkok Hivatala, Bozen, Olaszország,
- Környezeti Nevelési Központ, Bishops Wood, Nagy Britannia,
- Bécs Város Erdő- és Mezőgazdasági Üzeme,
- Enviro OEG "Környezeti Kutató Csoport", Eisenstadt,
- Tirol Természetvédelmi Szövetség, Innsbruck.

Az oktatók legnagyobb ezekből az intézetekből érkeznek.

Az első évfolyam (pilotjahrgang) kísérleti céllal 1998 decemberében indult és 2000 áprilisában végzett. A sikeres kezdet után jelenleg már a második kétéves tanfolyam (4 szemeszter) indult el.

### A résztvevők

A tanfolyamra elsősorban olyanokat várnak, akik érdeklődnek:

- természetvédelmi, ökológiai és ökonómiai témájú projektek tervezése és kivitelezése,
- széleskörű nemzetközi képzés, amihez interdiszciplináris tananyag kapcsolódik, elméleti tudományos háttér-információkat és gyakorlatorientált példákkal,
- rövid, levelező, diplomát adó egyetemi képzés, ami képessé tesz nemzetközi és regionális munkavégzésre a természetvédelemben,
- az érdeklődésének és igényeinek megfelelő képzést gyakorlati szakemberek és vezető egyetemi munkatársak nyújtják,
- az alkalmazott ökológia kérdései és koncepciói, aminek segítségével új impulzusokat tudnak hozni munkahelyükre és munkájukba.

Ez az egyetemi képzés olyan személyek számára a leghasznosabb, akik már szakképzettséggel és gyakorlati tapasztalatokkal rendelkeznek, de olyanoknak is, akik szakmai munkájuk során a természetvédelem és ökológia szocioökonómiai kapcsolódásának kérdéseivel foglalkoznak, vagy a jövőben ilyenekkel szembesülhetnek. A megcélzott csoportok a következők:

- hatóságok, kamara (szakértők, közigazgatásban dolgozó jogászok stb.),
- természet- és környezetvédelem,
- mező- és erdőgazdaság beleértve a vadászatot és halászatot,
- oktatás, képzés és továbbképzés,
- szervezetek és egyesületek,

- turizmus és szabadidős gazdálkodás,
- médiák és hasonló csoportok,
- cégek, ügyvédi irodák,
- egészség és gyógyítás.

A jelenlegi csoportban 16-an (12 osztrák, 3 magyar és 1 szlovák) veszünk részt. Igen sokszínű a társaság, hiszen többségben a természetvédelem területéről vannak tanulók, de van közöttünk jogász, tűzoltó, újságíró és banki menedzser is.

## Képzési célok

### 1. Az ok- és hatásösszefüggések felismerése

A közép-európai kultúr- és természetközeli tájak jobb megértésének, megismerésének érdekében átfogó kapcsolatba állítják az ok-okozati és hatásösszefüggéseket. Kiemelt szerepet kapnak itt a határ menti régiók.

### 2. Interdiszciplináris és gyakorlatorientált képzés

Ebben az interdiszciplináris, gyakorlatorientált képzésben a résztvevőket "A természetet átélni – megismertetni – megőrizni" vezérfogalmak segítségével olyan szakemberré képezik, akik képesek természetvédelmi célokat a saját szakmai illetve tevékenységi területükbe beépíteni, valamint nemzetközi projekteket kivitelezni.

### 3. Az ökológiai, ökonómiai és pedagógiai diszciplínák összefogása

A képzés fontos feladata – a közép-európai természetközeli és kultúrtájakra tekintettel – az ökológiai, ökonómiai és pedagógiai tárgyak összefüggésének ismertetése, tudatosítása, szakmai kompetencia elsajátíttatása az interdiszciplináris problémamegoldások céljából.

### 4. Az ökológiai és ökonómiai értékek figyelembe vétele

Bemutatják a táj ökológiai, ökonómiai és emocionális értékeit, különös tekintettel a kultúrtájak és védett területek faunájára és flórájára, azok terhelhetőségére és hasznosíthatóságukra is. Ennek során a természetvédelemhez kapcsolódó gyakorlati problémamegoldásokkal és kritikus kérdésekkel is találkozhatnak a résztvevők.

### 5. A területhasználati érdekek figyelembe vétele

A természetvédelemben figyelembe kell venni a terület tulajdonosainak és használóinak érdekeit. A gyakorlati természetvédelem döntései során tekintettel kell lenni az ökonómiai és szociális szempontokra. Ez a magatartás megjelenik a képzés során is, hogy elősegítse mások véleményének elfogadását, illetve a konfliktusokat csökkentse.

## A képzés módszere

Az oktatás projektszerű, az előadások, és gyakorlatok jelentős része a terepen bonyolódik. A képzés mottójának megfelelően régió-specifikus esettanulmányok, gyakorlatorientált terepi oktatás segítségével valóságos helyszíneken történik. A képzés tulajdonképpen egyben egy határon átnyúló csoportmunka, ("team-teaching"), amiben a résztvevők közösen, konkrét feladatokat oldanak meg.

A képzés tekintettel van a résztvevők heterogén célcsoportjaira és a nyelvi akadályokra. A képzés nyelve alapvetően német, néhány tárgy angolul kerül előadásra. A tananyagok is többnyire német nyelvűek, csak néhány készült angol nyelven.

## A tananyagok

A résztvevők számára különböző tananyagok állnak rendelkezésre:

- tankönyv,
- segédletek az egyes tárgyakhoz,
- CD Rom – cikkgyűjtemény,
- Internet.

Az oktatók és hallgatók részére az egyetemi képzés keretében elektronikus úton oktatási lehetőséget alakítanak ki (e-learning). A Media Naturae számára kialakított internetes kapcsolat, mint vitafórum és egyéb szolgáltatási lehetőség áll rendelkezésre.

### Tartalom és terjedelem

A MEDIA NATURAE egyetemi képzés három modulból áll: ökológia és egyéb alapismeretek, ökonomia és pedagógia, valamint természetvédelem. A különböző tantárgyak előadásokat, terepgyakorlatokat és tanulmányutakat foglalnak magukban. Ezen kívül, a hallgatóknak internetes véleménycserére is lehetőségük van. A tantárgyak a képzésben nyolc oktatási blokkban zajlanak, amik három szemeszterre terjednek ki, Ausztriában, Szlovákiában, Csehországban és Magyarországon.

### Végzés és diploma

A képzés sikeres zárásának feltételei az alábbiak:

- az oktatási blokkokban legalább 70%-os való jelenlét,
- részvétel a projektmunkában,
- sikeres vizsga,
- aktív és kooperatív közreműködés a képzés alatt.

A végzetek nyilvános ünnepség keretében diplomát kapnak, ami az egyetemi okleveles nemzetközi és interdiszciplináris természetvédelmi tanácsadó cím viselésére jogosít föl. ([www.boku.ac.at](http://www.boku.ac.at))

### Költségek

A költségek a magyar résztvevők számára kedvezőnek tekinthetők. A szervezők támogatások megpályázásával segítik a nem osztrák tanulókat. Így nekünk magyar résztvevőknek, az utazást, szállást kell önállóan állnunk.

Az osztrák résztvevők számára a kurzus közel 3000 euróba kerül.

### Tirol

Személy szerint az első, diplomát szerezhető évfolyamba tartozom. A képzés 2004. márciusában kezdődött, 9 modul tartalmaz, melyből már az ötödik résznél tartunk. Az első konzultációra (május 15–május 23.) Ausztriában Forchtensteinban (Burgenland, Rosalia) került sor. Itt elsősorban elméleti oktatásra került sor, ökológia, konfliktus menedzsment, természetvédelem, jog, vízi ökológia, vadgazdálkodás, botanika, genetika illetve az ökológiai mezőgazdaság témakörében.

A második alkalommal (június 26–július 4.), Magyarországon tartózkodtunk, ahol az elméleti oktatás mellett, egyre inkább a gyakorlati, terepi munka került előtérbe. A programban a Fertő-Hanság Nemzeti Park és a Kis-Balaton természetvédelmi, rehabilitációs projekt példaként jelent meg. Mindezek mellett, a tájökológia problémák, és megoldási lehetőségek, tájanalízis szerepelt a feldolgozandó témák között.

Harmadik alkalommal Tirolba utaztunk, (szeptember 4–szeptember 12.) ahol elsősorban a turizmus és természetvédelem közötti kapcsolatot elemeztük, de geomorfológiai alapismeretek, vadgazdálkodás is szerepelt a programok között.

Az első uticélunk az Innsbrucki botanikus kert volt, ahol az itt működő „zöld iskolával” ismerkedtünk meg, melynek kitűzött célja, hogy a lakosság, elsősorban a gyerekek, megismerjék az Alpok flóráját, faunáját, talajait játékos keretek között.

A gyerekeket elsősorban érzékszerveik segítségével próbálják meg megismertetni az őket körülvevő természettel, milyen egy növény levelének alakja, tapintása, a virág színe, illata. Különböző meséket, legendákat mesélnek el a gyerekeknek, keresztretjvényeket fejtenek meg, ahol a megkeresendő virágok nevét egy kis boszorkányrajz jelzi. Így a gyerekek a rajz után kutatva ismerkedhetnek meg a botanikus kert növényeivel.

Martinau (Lechtal) a boldogasszony papucsának (*Cypripedium calceolus* L.) legnagyobb ausztriai előfordulási területe.

Május közepétől, júniusig mintegy 6000 látogató érkezik a virágzás idején. Semmilyen korlátozás nincs a területen jelenleg, így a boldogasszony papucsának területi védelem indokoltá vált. Erre kerestük mi is a megoldást. Csoportokban kellett dolgoznunk és négy kérdésre keresnünk a választ:

- Miért kell Martinau területén védeni a boldogasszony papucsát?
- Milyen védelmi megoldások lehetségesek? Írjon konkrét javaslatokat a látogatószám csökkentésére.
- Mi a különbség szerintünk a Natur Park és Nemzeti Park között?
- Melyik természetvédelmi kategóriát tartanánk indokoltnak Lechtal területén?

Az én csoportomban hárman dolgoztunk (Anita-Ausztria; Matej-Szlovákia, Anita-Magyarország). Szerintünk mindenképpen védelmet érdemel ezen a területen a boldogasszony papucs, hiszen a Lechtal területén még viszonylag nagy egyedszámban fordul elő, miközben világviszonylatban csökken az elterjedése.

Véleményünk szerint alapvetően a látogatók számát kell csökkenteni, illetve egyéb látnivalókat is figyelmükbe kell ajánlani, hiszen jelenleg mindössze egy kis területre koncentrálódik a 6000 turista. A látogatók zöme busszal érkezik, itt tölt egy- két órát, majd jobb esetben a növény egy példánya nélkül távozik. Mindenképpen meg kell oldani, hogy csak gyalogosan, illetve a kijelölt kerékpárúton lehessen a területet megközelíteni (a buszok használják a kerékpárutat), míg az egyéb közlekedési eszközöket a területtől távolabb lehessen leparkolni. Szükségesnek tartjuk, hogy csak csoportosan, vezetővel lehessen a területet meglátogatni. Mindezek mellett ne az egész terület legyen látogatható, legyen egy kijelölve szigorúan védett terület, hogy a magterületet teljes védelem alatt tudjuk tartani.

Az egész Lech völgyét figyelembe véve, mi a Nemzeti Park létrehozását tartottuk optimális megoldásnak.

A Lech folyó Közép- Európa legtermészetközeli vadvízi folyója. A Lech folyón körülbelül 300 évvel ezelőtt kezdődtek meg a szabályozási munkálatok, gátépítések, a hordalékanyag visszatartására 50-60 évvel ezelőtt. Mindezekkel jelentősen átalakították a folyó korábban rendkívül dinamikus pusztító, szállító és építő munkáját. Óriási mennyiségű hordalékot fogtak meg, aminek hiánya napjainkban már érződik a Duna alsóbb szakaszain is.

Mivel a Lech völgye Natura 2000 terület, a folyó rehabilitációja megkezdődött a LIFE program keretében. Ez a program 53 kisebb alprogramból áll. A program célja:

- a folyó életterének megtartása, és helyreállítása,
- a völgytalp további bevágódásának és a talajvízszint süllyedésének megállítása,
- árvízvédelem,
- veszélyeztetett fajok védelme,
- a természetvédelmi törekvések elősegítése a lakosság körében.

Mindezek érdekében megkezdődött a folyó medrének szélesítése, a hordalékot megfogó völgyzáró gátak fokozatos megnyitása, a mellékvízfolyások revitalizációja, fajvédelem, a látogatószám korlátozása, a lakosság tájékoztatása.

A programban résztvevők mindezek mellett fontosnak tartják, hogy az emberek megértsék, miért van mindezekre szükség, ezért egynapos programokat szerveznek, melyben a látogatók megismerkedhetnek magával a LIFE-programmal, a tervekkel és azok megvalósításával, sétálhatnak a Lech völgyében, ahol a vezetők, játékos programok segítségével megismerkednek a folyóval, az itt élő növényekkel, állatokkal, a folyó építő és romboló tevékenységével.

Számos turistaközpontot, turisztikai célpontot kerestünk fel a Lech völgyében, ahol interjúkat készítettünk, kérdőíveket töltettünk ki a turizmus vezetőivel, az ott élő emberekkel, turistákkal. Mindezek illetve személyes benyomásaink, ismereteink alapján kellett összehasonlítani az egyes turisztikai célpontokat. A négy, csoportunk által kiválasztott terület: Lech / Gramais / Elbigenalp (Lechtal) / Vilsalpee (Thannheimertal)

Mind a négy helyen a turizmusból élnek, de mindegyikre más a jellemző.

Lech am Alberg/Zürs: Ez az 1500 lakosú település teljes egészében a turizmusból él. A téli szezonzonban 850.000 a vendégéjszakák száma, míg nyáron mindössze 150.000 vendégéjszaka a jellemző. A település egészét a turizmus formálja, elsősorban a felső tízezer igényeinek kiszolgálására rendezkedek be. Szubjektív véleményünk szerint a házak, hotelek túl nagyok és túlságosan közel fekszenek egymáshoz, a forgalom igen nagy a település nagyságához képest, bár pozitívként lehet említeni, hogy két mélygarázs is található, amit ingyenesen lehet használni, illetve a nagyobb járművek (busz, teherautó, kamion) hétvégenként ki vannak tiltva a településről. Az infrastruktúra a turistákra épült ki, (sífelvonók, sípályák, lavinafogók stb.), melyek megtörik a tájképet.

Gramais mindösszesen 60 lakosával Ausztria legkisebb települése. Ez a terület nem a téli, hanem elsősorban a nyári és őszi időszakban fogadja a legtöbb turistát. Itt legjellemzőbb a hétvégi turizmus. Csupán egy szálláslehetőség van a faluban, illetve itt van étkezési lehetőség is. A lakosság csupán kis része tartja fenn magát a turizmusból és ők is csak mellékkeresetként, a fő gazdasági tevékenység az alpesi állattartás.

Lechtal turizmus csoport: Lech/Zürs gazdasági nyomása következtében a Lech völgyének 29 települése



tömörült ebbe a turisztikai társaságba. Ez körülbelül 5000 lakost foglal magába. A Lech völgyében a nyári és téli turizmus meglehetősen kiegyenlített, az 500.000 vendégéjszaka körülbelül fele-fele arányban oszlik meg. Itt nem a tömegturizmus a cél, a visszatérő vendégekre építenek, számukra az úgynevezett „hosszútávú turizmus” a célkitűzés, törzsvendégekkel, tervezett programokkal. Fontosnak tartják a táj esztétikai szépségének megőrzését, sok helyen a korábbi sípályák helyét beerdősítették, ami a lavinaveszély csökkentését is szolgálja.

Vilsalpsee Természetvédelmi Terület: Az Allgäu Alpokban található természetvédelmi terület 1957 óta áll védelem alatt. Itt elsősorban a hétvégi tömegturizmus uralkodik. Igen nagy a terület terhelése. (taposási erózió, síbottal történő gyaloglás, szemét stb.), ugyanakkor csupán egy kis tábla jelzi, a parkolóban hogy egy természetvédelmi területen vagyunk. Mindenképpen fontosnak tartjuk több információs tábla, figyelmeztető tábla (szemetelni tilos, ösvényt elhagyni tilos) és hulladékgyűjtő kihelyezését. Törekvések már történtek a látogató szám csökkentésére:

- személyautóval csak délelőtt 10 óráig lehet belépni,
- a buszok később is bemehetnek, de várakozni csak a területen kívül lehet,
- a természetvédelmi területen belül lovas fogatokkal lehet közlekedni.

Negyedik alkalommal Ausztriában, Magyarországon és Szlovákiában is jártunk. A Fertő-Hanság Nemzeti Park ausztriai területén, a kisebb tavak, pocsolyák élővilágát tanulmányoztuk. Méréseket végeztünk a vízminőség, mennyiség meghatározására, már ahol még volt víz. Jelenleg csupán 33 ilyen kisvízfelület létezik, a korábbi 150 helyett, pedig ezek nagyon fontos fészkelő és táplálkozó helyek.

A problémát, a nádvágás, talajvízszintcsökkenés, a szerves anyagtartalom növekedése (trágya,- növényvédőszer), halászat, vadászat jelenti.

Jelenleg a legfontosabb a vízszint normalizálása, és a nádas területek növelése.

Szlovákiában és Magyarországon a bőszi vízerőmű gazdasági, társadalmi, természetvédelmi és politikai álláspontjaival ismerkedtünk meg. Érdekes volt megfigyelni a különböző állampolgárságú résztvevők reakcióit, véleményüket. Az osztrák résztvevők, mindenképpen a természet érdekeit tartották a legfontosabbnak, szerintük másképp kellene energiát nyerni. Ők a szélerőműveket tartják a legoptimálisabb megoldásnak. A szlovák résztvevők, érthető okokból az energia fontosságát emelték ki, a társadalmi szükségletek kielégítését, persze a természet értékeinek megőrzése mellett. Ugyanakkor a magyarországi oldalon kicsit meglepődve figyelték, hogy milyen mértékű a vízszintcsökkenés.

A Media Naturae pontosan erre építi fel a képzést, hogy a különböző problémákat több szemszögből, több nézőpontból értelmezzük, minden lehetőséget vegyünk figyelembe, és közösen dolgozzuk ki a megoldásokat.

Forrás:

www.boku.ac.at.

Kiss Anita  
Debreceni Egyetem  
Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék